



HANÖBUKTEN – EN VARNINGSKLOCKA

HAVSMILJÖINSTITUTET, RAPPORT NR 2018:2

HENRIK SVEDÄNG, EVA-LOTTA SUNDBLAD OCH ANDERS GRIMVALL

Uppdragsrapport

Denna rapport har tagits fram av Havsmiljöinstitutet på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten. Rapportförfattarna ansvarar för innehållet och slutsatserna i rapporten, vilket inte innebär något ställningstagande från Havs- och vattenmyndighetens sida.

Havsmiljöinstitutets rapport nr 2018:2

Titel: Hanöbukten – en varningsklocka

Författare: Henrik Svedäng, Eva-Lotta Sundblad och Anders Grimvall, Havsmiljöinstitutet

Publicerad: 2018-04-12

Kontakt: Henrik Svedäng, Havsmiljöinstitutet,
Box 260, 405 30 Göteborg, 031-786 55 88,
henrik.svedang@havsmiljoinstitutet.se

www.havsmiljoinstitutet.se

Referens till rapporten: Svedäng, H. Sundblad, E-L., och Grimvall, A. (2018) Hanöbukten – en varningsklocka. Rapport nr 2018:2, Havsmiljöinstitutet.

Inom Havsmiljöinstitutet samverkar Göteborgs universitet, Stockholms universitet, Umeå universitet, Linnéuniversitetet och Sveriges lantbruksuniversitet för att bistå myndigheter och andra aktörer inom havsmiljöområdet med vetenskaplig kompetens.

Omslagsfotot föreställer Hanöbukten och är hämtat från Wikimedia Commons.

FÖRORD

Havs- och vattenmyndigheten gav våren 2017 Havsmiljöinstitutet i uppdrag att göra en syntes av kunskapsläget rörande miljöproblem i Hanöbukten. Vårt projekt Syntes Hanöbukten har haft ambitionen att koppla observerade miljöstörningar i Hanöbukten till bakomliggande faktorer och sådana mänskliga aktiviteter på land och till havs som kan ha bidragit till dessa störningar. Att klarlägga såväl tidsmässiga som geografiska skalor av olika fenomen har utgjort en viktig del av projektet. Arbetet har också inbegripit att skissera hur en framtida ekosystembaserad förvaltning skulle kunna hantera problemen i Hanöbukten. Vi har gjort vår syntes med utgångspunkt från dokumenterade observationer i Hanöbukten med omnejd samt en omfattande genomgång av den vetenskapliga litteraturen inom berörda fackområden. Därutöver har vi även tagit del av tidigare utförda utredningar rörande Hanöbukten och den expertis som samlats hos såväl myndigheter som andra aktörer. Slutligen har vi också beställt underlag från fyra forskningsinstitutioner.

Fiskflykt, sårskador på fisk och brunfärgat vatten är några exempel på de miljöstörningar som först uppmärksammades i Hanöbukten, och särskilt längs Skånes ostkust. Efter analyser på lokal nivå i Skåne och Blekinge informerades regeringen via brev med en hemställan om stöd för att hantera behovet av ytterligare analyser (Länsstyrelsen i Skåne län och Region Skåne, 2012).

Regeringens uppdrag till Havs- och vattenmyndigheten (HaV) i regleringsbrevet 2012 att ”analysera vilka möjliga orsaker som kan ligga bakom de miljöproblem som redovisas” (Regeringen, 2012). I redovisningen till regeringen sägs miljötilståndet och orsakssambanden vara svåra att fastställa i förhållande till de upplevda problemen. En översyn av miljöövervakningen föreslogs som konkret åtgärd (HaV, 2013). Vidare gav regeringen 2014 Statens veterinärmedicinska anstalt (SVA) i uppdrag att ”kartlägga omfattningen av sårskadad fisk i Hanöbukten” (Regeringen, 2014a). SVA rapporterade 2016 att utöver bitskador kunde för de flesta sårskador inte ges någon förklaring (SVA, 2016). Regeringen gav 2014 samtidigt ett uppdrag åt HaV att under tre år undersöka eventuella samband mellan miljöfarliga ämnen och fiskhälsa, inklusive sårskador, med fokus på Västra Hanöbukten (Regeringen, 2014b), vilket rapporterades i februari 2018.

Vi vill tacka alla de personer som vi har intervjuat och som även har lämnat över data och tankar till oss så frikostigt. Dessa är Elisabet Andersson (Skogsstyrelsen); Peter Askman (Region Skåne); Ola Svahn och Erland Björklund (Kristianstads högskola); Madeleine Lundin och Ann-Marie Camper (Marint centrum i Simrishamn); Ulf Ericsson (Medins); Mattias Holmqvist (Mörrumsån vattenvårdsförbund); Carina Wettemark och Andreas Jezek (Kristianstads vattenrike); Charlotte Carlsson och Annelie Johansson (Länsstyrelsen i Skåne län); Åke Jönsson; Jennie Larsson (World Maritime University); Stefan Löfgren (SLU); Yvonne Walter (Blekingekustens vattenråd), Markus Forslund Per Svantesson, Fredrik Andreasson och Ulf Lundahl (Länsstyrelsen i Blekinge län); Per Olsson (Toxicon); Per Arne Olsson (Eriksberg vilt och natur); Jan Petersson (Vattenmyndigheten i Södra Östersjön); Eva Steiner (Lyckeby vattenverk); Johan Wikner (Umeå universitet); Ulla-Li Zweifel (Havsmiljöinstitutet).

Vi tackar våra anonyma granskare som avsevärt bidragit till att förbättra vår rapport.

Vi vill slutligen tacka för de underlagsrapporter vi inhämtat från Bengt Karlson och Karin Wesslander (SMHI), Tomas Hansson och Lennart Balk (Stockholms universitet), Lars Förlin

(Göteborgs universitet) och Jens Olsson (SLU), vilka ger oberoende sammanfattningar i förhållande till huvudrapporten. Arbetet genomfördes från sommaren 2017 till januari 2018. Arbetsgruppen har bestått av Anders Grimvall, Eva-Lotta Sundblad och Henrik Svedäng från Havsmiljöinstitutet. Slutsatserna är våra egna.

Henrik Svedäng, projektledare
Göteborg, 12 april 2018

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

FÖRORD.....	3
SAMMANFATTNING.....	7
1 INTRODUCTION	11
1.1 Uppdragets ursprung	11
1.2 Hanöbukstens geografiska avgränsning.....	11
1.3 Syntesens syfte	12
2 BRUNIFIERING.....	13
2.1 Problemuppfattning	13
2.2 Utbredning i tid och rum	15
2.3 Brunifieringens orsaker	22
2.4 Ekologiska effekter i havet.....	31
2.5 Systembild.....	32
2.6 Slutsatser	32
3 FÖRÄNDRAD PLANKTONSAMMANSÄTTNING	33
3.1 Problemuppfattning	33
3.2 Förändringar av eutrofieringsgrad och planktonsamman- sättning i tid och rum	37
3.3 Orsaker till förändringar.....	40
3.4 Effekter	40
3.5 Systembild av förändrad växtplanktonsamman- sättning	41
3.6 Slutsatser	41
4 OHÄLSA OCH REPRODUKTIONSSTÖRNINGAR HOS BOTTENFAUNA, FISK OCH SJÖFÅGEL	42
4.1 Problemuppfattning	42
4.2 Utbredning i tid och rum	42
4.3 Orsaker till ohälsa och reproduktionsstörningar	46
4.4 Effekter	50
4.5 Systembild av hur ohälsa skulle kunna uppstå i Hanöbukstens ekosystem	51
4.6 Slutsatser	51
5 MAGER OCH SMÅVUXEN FISK – FÖRÄNDRAD KONDITION OCH FÖREKOMST	52
5.1 Problemuppfattning	52
5.2 Utbredning i tid och rum	52
5.3 Orsaker till försämrade tillväxt och kondition.....	55
5.4 Effekter av fiskens försämrade kondition och tillväxt.....	62
5.5 Systembild av låg kondition och tillväxt hos torsk i södra Östersjön	63
5.6 Slutsatser	63
6 HANTERING AV HAVSMILJÖN GENOM EKOSYSTEMBASERAD FÖRVALTNING	64

6.1	Behovet av ekosystembaserad förvaltning	64
6.2	Principer inom ekosystembaserad förvaltning	65
6.3	Beakta och ta hänsyn till kopplingar land-hav och samhälle-natur vid Hanöbukten	65
6.4	Adaptiv förvaltning kombinerat med beaktande av osäkerhet och försiktighet	66
6.5	Stöd ett aktivt deltagande av intressenter i Hanöbukten.....	71
6.6	Avslutande reflektioner kring en framtida ekosystembaserad förvaltning av Hanöbukten.....	73
7	SLUTSATSER OCH FÖRSLAG.....	75
7.1	Ekosystemförändringar i Hanöbukten	75
	A. Brunifieringen är även en havsmiljöfråga	75
	B. Tiaminbrist är en påtaglig miljöstörning	75
	C. Torskens tillväxt och kondition är låg	75
7.2	Problemen i tid och rum.....	76
7.3	Diskussion om styrkor och svagheter i våra slutsatser.....	77
7.4	Våra förslag.....	78
	REFERENSER.....	81
	APPENDIX.....	91
	FÖRKORTNINGAR	101
	FRISTÅENDE VETENSKAPLIGA SAMMANSTÄLLNINGAR GJORDA ENLIGT UPPDRAG FRÅN HAVSMILJÖINSTITUTET	102

SAMMANFATTNING

Minskande kustnära fiskbestånd, sårskador på fisk, döda sjöfåglar och episoder av brunt, illaluktande vatten har under snart tio år fått många kring Hanöbukten att reagera. En utredning ledd av länsstyrelserna i Skåne och Blekinge tillsammans med berörda kommuner, Region Skåne, Sportfiskarna och lokala fiskare ledde till att regeringen tog intryck och gav Havs- och vattenmyndigheten (HaV) i uppdrag att vidare utreda bakgrunden och orsakerna till miljöproblemen i Hanöbukten. År 2013 konstaterades i den första interimrapporten att de problem och processer som observerats i Hanöbukten också präglar stora delar av egentliga Östersjön. Denna slutsats står fortfarande fast. Men detta betyder inte att miljöproblemen i Hanöbukten kan avfärdas som oväsentliga. Tvärtom borde varningsklockorna ringa mer intensivt om de miljöstörningar som observerats i Hanöbukten även har kunnat observeras på andra platser. Vår nutidshistoria visar att flera allvarliga och storskaliga miljöstörningar först har uppmärksamats lokalt för att det på en viss plats funnits engagerade personer eller att de naturgeografiska förutsättningarna gjort det lättare att observera problemen just där. Till exempel var det så försurningen av sjöar och vattendrag och den gränsöverskridande spridningen av luftföroreningar en gång kom att uppmärksammas.

Denna rapport syftar till att så långt som möjligt koppla observerade miljöstörningar i Hanöbukten och Östersjön i övrigt till bakomliggande miljöstressande faktorer och eventuella mänskliga aktiviteter på land och till havs som kan ha bidragit till dessa störningar. Vi vill tydliggöra dessa potentiella kopplingar genom att framställa vetenskapligt underbyggda systembilder och diskutera förvaltningen av dessa ekosystem. Rapporten utgår från följande fenomen:

- (i) brunifieringen (allt högre kol- och järninnehåll) i fler år,
- (ii) förändrad planktonsammansättning,
- (iii) vitmärta, fisk och ejder uppvisar episodiskt förekommande ohälsa eller reproduktionsstörningar, samt
- (iv) fiskarter som torsk har låg tillväxt och kondition.

Eftersom Sverige har en ambition att arbeta med ekosystembaserad förvaltning (EBF) av havsmiljön, vilken stödjer en holistisk hantering för att nå en hållbar miljö, har vi i denna rapport valt att analysera på vilket sätt ett antal EBF-principer kan bidra till förvaltningsarbetet.

De senaste decenniernas miljöövervakning och forskning har på ett övertygande sätt visat att många sjöar och vattendrag i Nordeuropa och Nordamerika blir allt brunare. I Sverige är denna så kallade brunifiering av sötvatten mest framträdande i Götaland och bland de större vattendragen är den allra tydligast i Helge å och Lyckebyån, vilka båda mynnar i Hanöbukten. En sammanvägning av aktuell forskning och de dataanalyser som utförts i denna studie visar också att den uppåtgående trenden blev extra stark under 90- och 00-talen.

Det får också anses klarlagt att den nuvarande brunfärgningen av tillrinningen till Hanöbukten är orsakad av människan och betydligt starkare än den var för 80–100 år sedan. Två förklaringar till denna brunifiering framstår som sannolika och de motsäger heller inte varandra. Den ena förklaringen är att utlakningen av färgat organiskt material från mark och sediment började öka kring 1980 till följd av minskat försurningstryck, vilket i sin tur kan kopplas till

minskad svaveldeposition, samt eventuellt också kalkning av sjöar, vattendrag och myrmarker. Den andra förklaringen är att en succesivt ökad areal av produktiv skog, speciellt granplanterad mark, har ökat läckaget av färgat organiskt material och järn från mark till vatten.

Hur Hanöbukstens ekosystem påverkas av ökande lösligt organiskt material (DOC) och järn i tillrinningen är fortfarande oklart. Det får dock anses sannolikt att episoder av brunfärgat vatten i den inre delen av Hanöbukten åtminstone temporärt kan störa såväl fisk som bottenlevande organismer. Det är vidare fullt rimligt att anta att det utflödet av organiskt kol från land till hav har potential att ändra Östersjöns näringsväv. Det finns många indikationer från olika delar av Östersjön, inklusive Hanöbukten, på en minskad växtplanktonproduktion, vilket i sin tur leder till en förskjutning i förhållandet mellan växtplankton och heterotrofa plankton (bland annat bakterier och andra mikroplankton). Förskjutningen i planktonsammansättning kan i sin tur leda till brist på specifika näringsämnen som essentiella fettsyror och vitaminer.

Fenomen som kraftigt förhöjd dödlighet och missbildningar hos vitmärlans yngel i kustnära delar av Hanöbukten, yngeldöd hos lax, minskad ungfågelproduktion och överdödlighet hos ejderådor ger starka indikationer på att ekosystemen i Hanöbukten och i övriga Östersjön är utsatta för betydande störningar – men att dessa störningar inte nödvändigtvis har samma orsak. Forskningen har under senare år pekat på att inte bara miljögifter utan även förekomsten av hormoner och vitaminer kan påverka ekosystemens struktur. När det gäller yngeldöd hos lax får det anses klarlagt att tiaminbrist spelar en nyckelroll, och bristen uppstår genom att laxens föda innehåller tiaminnedbrytande enzymer. Å andra sidan har man konstaterat att tiaminhalten i blåmussla – ejderns viktigaste föda – åtminstone tidvis är mycket låg, vilket skulle kunna förklara varför ejder lider av tiaminbrist. För att förstå hur tiaminbrist kan uppstå trots förekomst av tiaminproducerande alger, behövs dock systematiska studier av flöden, produktion och nedbrytning av tiamin på både högre och lägre nivåer i ekosystemen. Genom sådana studier kan det på sikt bli möjligt att tydligare koppla ekologiska effekter av tiamin till mänskliga aktiviteter. Det kan dock sägas att den pågående förskjutningen i planktonsammansättning, eventuellt orsakad av utflödet av terrestert DOC, ger en plausibel delförklaring till fenomenet.

Torsken i södra Östersjön visar samtidigt på en starkt minskande individuell tillväxt. Parallellt har antalet torskar som fångats i det internationella trålprovfisket varit rekordhøgt. Det innebär att storleksfördelning är mycket sammanpressad med en hög numerär och stor biomassa samlade i några få längdklasser (28–38 cm) i ett relativt begränsat område. Just denna del av beståndet har skyddats genom att fisket sker med mer selektiva redskap än under 1990-talet samtidigt som den naturliga gallringen genom kannibalism hålls tillbaka genom frånvaro av stor fisk. Dessa förhållanden kan ha skapat omfattande födobrist och födokonkurrens, vilka kan ha förstärkts genom den omständigheten att skarpsillsbeståndet – torskens viktigaste föda – är relativt litet i södra Östersjön medan den större delen av beståndet återfinns i norra Östersjön.

Östersjöns långsamt fallande näringsstatus på grund av minskande näringsbelastning och ökande tillförsel av organiskt kol från skogsmark, kan också tänkas ha bidragit till skärpt födokonkurrens. En konsekvens av födobrist och födokonkurrens i kombination med hög fiskeintensitet är att beståndets produktivitet minskar, en annan är beståndets sammanpressade storlekssammansättning permanentas.

Sammantaget visar denna rapport att det finns såväl betydande som oroväckande miljöstörningar i Hanöbukten och omkringliggande vatten och att dessa störningar i varierande grad kan kopplas till specifika mänskliga aktiviteter på land och till havs. Rapporten belyser följande störningar:

- Det finns övertygande belegg för att såväl förändrat skogsbruk som minskad svaveldeposition har bidragit till en omfattande brunifiering av sjöar och vattendrag, och eventuellt är även de pågående kalkningsprogrammen en bidragande faktor. Väsentligt ökat flöde av organiskt kol från land till Hanöbukten och omkringliggande havsområden är en så fundamental förändring att man även kan förvänta sig periodvisa förändringar av berörda marina ekosystem.
- Torskbestånden i södra Östersjön är lågproduktiva med ett stort antal individer sammanpressade i ett fåtal storleksklasser. Det går inte att bortse från att selektivt fiske är en starkt bidragande orsak till detta förhållande.
- Det faktum att dödligheten hos ejderungar på en plats i Hanöbukten kunnat minska radikalt genom tiamininjektioner visar att tiaminbrist kan ha effekter på populationsnivå bland sjöfågel. Tiaminbrist hos blåmussla, som är ejderns viktigaste föda, indikerar att grundorsaken till denna form av tiaminbrist måste sökas på lägre nivåer i de marina ekosystemen och att såväl land- som havsbaserade mänskliga aktiviteter måste beaktas.

Vår genomgång av vägledande principer för EBF visar att processen att röra sig mot en ekosystembaserad förvaltning av Hanöbukten är en utmaning för samhället. Att på ett medvetet sätt förhålla sig till de stödjande principer som finns, t.ex. att kartlägga och beakta kopplingar mellan social och ekologiska system samt att ha en genomtänkt process ger ökade förutsättningar hantera de samlade problemen. Men det strukturerade arbetet förutsätter dock att miljöproblemen har identifierats och erkänts som problem. Vi kan även konstatera att för att den ekosystembaserade förvaltningsstrategin ska vara effektiv på en relevant geografisk skala behövs kommunikation och hantering som integrerar flera förvaltningsnivåer. Denna process fungerar inte smidigt för närvarande beträffande Hanöbuktsproblemen. Det är i det sammanhanget viktigt att en legitim huvudaktör utses som kan ta ansvar för hela processen eller delar av dessa.

Sammanfattningsvis så föreslår vi ett antal konkreta åtgärder som ska stödja dels hur hantering av miljöproblemen kan organiseras och förvaltas, dels vilka frågor som bör ges fokus, för att uppnå bättre kunskap. Universitetens roll som kunskapssökare och spridare av vetenskapligt belagda sammanhang behöver därför stärkas. Nedan finns några av de kunskapsområden som behöver belysas mer:

- Regeringen bör ge HaV i uppdrag att etablera en samverkan kring brunifieringsproblemet med Skogsstyrelsen, Länsstyrelserna, Vattenmyndigheterna och universiteten.
- Klarlägg institutioners och myndigheters roller och framtida möjligheter att samarbeta kring existerande och nya miljöproblem kring Hanöbukten
- Regeringen bör verka för att fiskets selektivitet förändras och fiskeintensiteten minskas.
- Undersöka åtgärder för minskad brunifiering.

- Frågan om hur kolberikningen påverkar de trofiska interaktionerna, inklusive planktonsammansättningen i Hanöbukten behöver undersökas skyndsamt.
- Klarlägg kopplingar i näringskedjan där tiaminbrist har observerats för att identifiera hur tiaminbristen uppkommer.
- Följ upp effekter av rening av avloppsvatten från läkemedelsrester och andra biologiskt aktiva ämnen som vitaminer.

1 INTRODUKTION

1.1 UPPDRAGETS URSPRUNG

Hanöbukstens miljö har sedan tio år tillbaka rönt stor uppmärksamhet. De observerade problemen omfattar skilda fenomen som brunifiering av utflödande åvatten, förekomst av illaluktande vatten, sårskador på fisk, minskade fångster av kustnära fisk, algblomningar och sjöfågeldöd. I ett initiativ från länsstyrelserna i Skåne och Blekinge, berörda kommuner, Region Skåne, Sportfiskarna och lokala fiskare påtalades dessa problem för regeringen. Som ett svar på denna hemställan har flera regeringsuppdrag (RU) formulerats.

Havs- och vattenmyndigheten (HaV) har i enlighet med RU:s riktlinjer låtit genomföra flera undersökningar av Hanöbukstens havsmiljö och sökt ekologiska förklaringar till de observerade problemen (HaV 2013). Flera olika forskningsinstitut och universitet har medverkat, bland annat: Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut (SMHI), Sveriges geologiska undersökning (SGU), Statens veterinärmedicinska anstalt (SVA), Naturhistoriska riksmuseet (NRM), Stockholms universitet (SU), Göteborgs universitet (GU), Sveriges lantbruksuniversitet (SLU) och Linköpings universitet (LiU).

Miljösituationen i Hanöbukten har i de olika studierna beskrivits och analyserats utan att någon klar eller gemensam konklusion om problemen har kunnat uppnås. Huvudfrågeställningen är fortfarande om Hanöbukten lider av allvarliga miljöproblem, dvs. om dess miljöstatus är sämre än annorstädes i Östersjöområdet, och i så fall, på vilket sätt? Frågeställningen berör även den geografiska omfattningen; är problemen lokala eller regionala, gäller de delar av Hanöbukten, hela Hanöbukten eller till och med hela Östersjön?

1.2 HANÖBUKTENS GEOGRAFISKA AVGRÄNSNING

Eftersom skalfrågan för de olika anförda problemen är en viktig del av vårt arbete ges här en geografisk beskrivning av Hanöbukten och dess tillrinningsområde. Hanöbukstens kust har en västlig-östlig begränsning från Sandhammaren i Skåne till Stenhamn i Blekinge, och havsområdet Hanöbukten sträcker sig ut till Bornholm (Fig. 1.1). Tillrinningsområdet omfattar helt eller delvis kustkommunerna Simrishamn, Kristianstad, Bromölla, Sölvesborg, Karlshamn, Ronneby och Karlskrona samt inlandskommunerna Hässleholm, Hörby, Höör, Olofström, Östra Göinge, Osby, Älmhult, Markaryd, Värnamo, Alvesta, Ljungby, Tingsryd, Lessebo, Emmaboda, Vetlanda, Uppvidinge, Växjö och Nybro.

Den kustnära västra delen av Hanöbukten, som omfattar Skånes och Blekinges kustvatten från Simrishamn i söder till Hällevik i nordöst (HaV, 2013), har i flera sammanhang pekats ut som ”problemområdet”. Det är dock en avgränsning som vi inte kommer att använda oss av i denna rapport. Vi kommer istället behandla hela Hanöbukten enligt figur 1.1 och även relatera till områden utanför bukten.

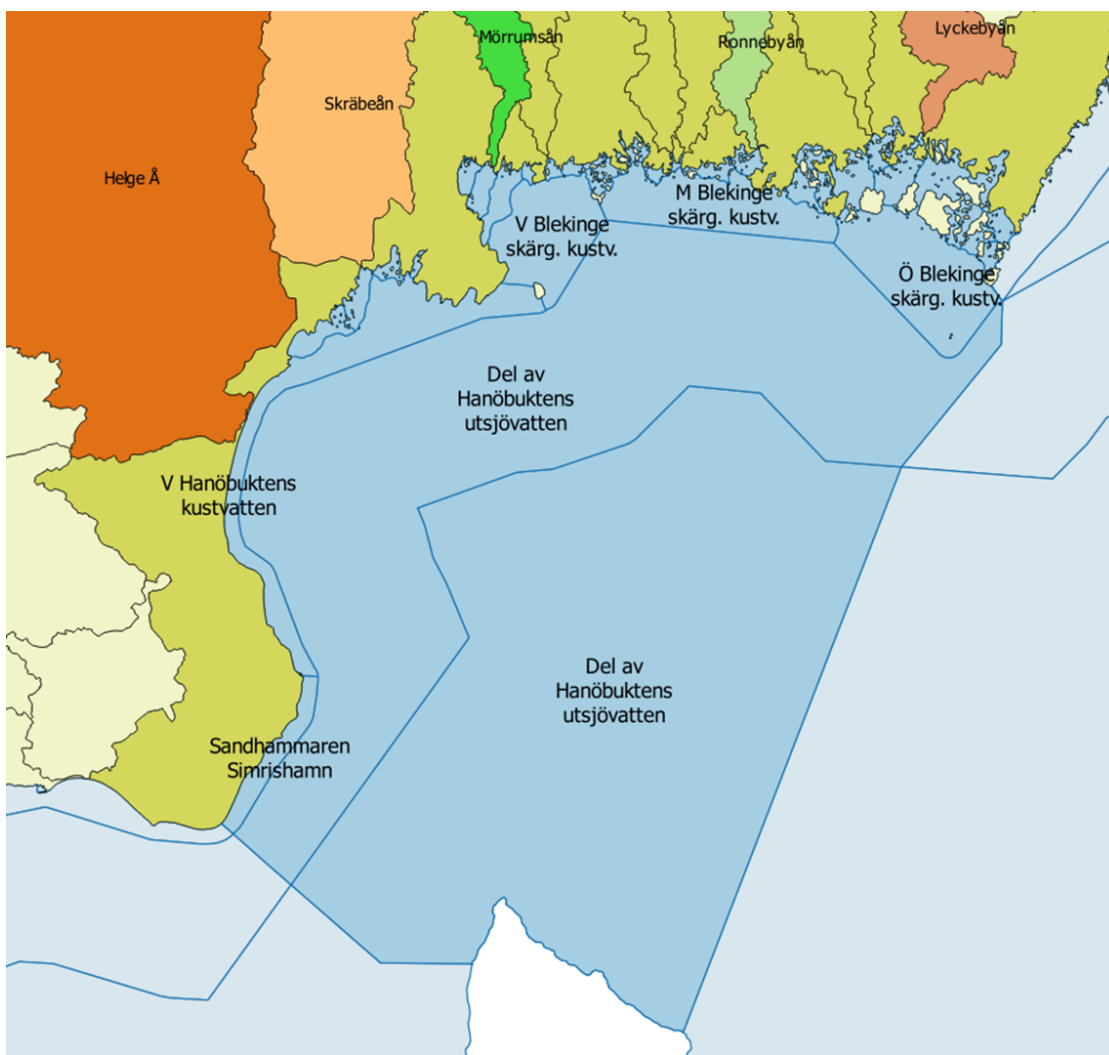


Fig. 1.1. Hanöbukten (det mörkare blå området i figuren) med namn på vattenförekomster enligt Svenskt vattenarkiv (SVAR) och större åar som mynnar i bukten. Det vita fältet i nederkant av bilden är Bornholm.

1.3 SYNTESENS SYFTE

Det finns många skäl att sammanställa övervakningsresultat och analyser i en syntes som täcker flera av de miljöproblem som uppmärksammats i Hanöbukten. Ett av skälen är att ekosystem är komplexa. Ett annat är att miljöstörningar fortfarande kan observeras. Ett tredje skäl är att förvaltningen av miljön förutsätter att olika data vägs ihop och betraktas ur ett systemperspektiv.

2 BRUNIFIERING

2.1 PROBLEMUPPFATTNING

Yrkesfiskare och andra boende vid Hanöbukten har i flera år rapporterat att vattnet i Helge å blivit allt brunare och att vattnet i Västra Hanöbukten tidvis är brunfärgat. Sådana fenomen, som brukar kallas brunifiering, har även observerats på andra platser både inom och utom Sverige. De har också kunnat kopplas till förhöjda halter av färgat organiskt material (CDOM, Coloured Dissolved Organic Matter) och järn i avrinningen från land (Kritzberg & Ekström, 2012).

De hittills utförda utredningarna av miljöstörningar i Hanöbukten har bekräftat att både Helge å, Lyckebyån och flera andra åar som mynnar i Hanöbukten har förhållandevis höga halter av både CDOM och annat organiskt material. Det är också väl dokumenterat att halterna i dessa åar, och många andra svenska åar, ökat kraftigt under de senaste 30 åren (Erlandsson *et al.*, 2008; Fölster *et al.*, 2014). Vidare har Helge å vid upprepade tillfällen haft så hög järnhalt att det bildats rostpartiklar i och på vattnet.

CDOM i sötvatten härstammar från multnande växtdelar och kommer främst från de skogs- och myrmarker som täcker större delen av Sverige (Erlandsson *et al.*, 2008). Genom komplexbildning mellan humusämnen och järn kan även järnhalten bli hög i avrinningen från sådana områden. När färgat sötvatten når kustvatten sker en utspädning och, i viss utsträckning, även en flockulering och sedimentering av det organiska materialet (Gustafsson *et al.*, 2000). Samtidigt kan det blekas fotokemiskt (Sulzberger & Durisch-Kaiser, 2009; Hoikkala *et al.*, 2015). Kustvattnet kan därför få en förhöjd halt organiskt material utan att det syns vid mätningar av siktdjup (Fleming-Lehtinen *et al.*, 2014). Modellberäkningar för Hanöbukten indikerar dock att plymer av brunfärgat vatten, under vissa väderförhållanden, skulle kunna spridas längs Skånes kust från mynningen av Helge å till Stenshuvud. Detta inträffar särskilt då vattenflödet är högt i Helge å och det råder ostliga vindar.

Ytvatten som är brunfärgat av humus har under lång tid varit ett problem för vattenverk som måste utnyttja sådana råvattentäkter. Ett exempel på detta är framställningen av dricksvatten till Karlskrona i vattenverket vid Lyckebyån. De ekologiska effekterna av brunfärgat vatten har hittills främst uppmärksammats i sötvatten (Karlsson *et al.*, 2009; Ranåker *et al.*, 2012), men under de senaste åren har även ekologiska effekter i marina system börjat observeras (Wikner & Andersson, 2012; Hermann *et al.*, 2015). Om vattnet tillfälligt blir brunare kan fisk söka sig därifrån till klarare vatten. Mera permanenta effekter kan uppstå genom att en ökad tillförsel av organiskt material från land påverkar såväl energiflödet genom de akvatiska ekosystemen som balansen mellan olika organismer. Exempelvis är det rimligt att tro att balansen mellan bakteriella processer och produktionen av växtplankton kan förskjutas (Wikner & Andersson, 2012; Bamstedt & Wikner, 2016; se vidare kapitel 3 om förändrad planktonsammansättning).

Trots att man vet ganska väl vilka marktyper som bidrar mest till brunifieringen, så finns det fortfarande olika uppfattningar om varför många sjöar och vattendrag nu är betydligt brunare än för några decennier sedan och hur vattenfärgen förändrats i ett längre tidsperspektiv (Stadmark *et al.*, 2017). Vissa forskare betonar att den minskade svaveldepositionen reducerat markens jonstyrka och därmed gjort färgat organiska ämnen mer lättrörliga i markprofilen (Mon-

teith *et al.*, 2007; Erlandsson *et al.*, 2008; Bragée *et al.*, 2015). Andra forskare betonar betydelsen av förändrad markanvändning, särskilt i ett längre tidsperspektiv (Cunningham *et al.*, 2011; Meyer-Jacob *et al.*, 2015; Kritzberg *et al.*, 2017). Ytterligare andra har noterat att nederbörd, grundvattennivå och förekomsten av reducerande förhållanden förklarar en betydande del av tidsvariationen (Erlandsson *et al.* 2008; Kritzberg *et al.*, 2016; Nilsson *et al.*, 2016).

I de följande avsnitten redovisas först aktuell information om hur brunifiering vid svenska flodmynningar har utvecklats över tid. Speciellt undersöks hur unik situationen är i några av de vattendrag som mynnar i Hanöbukten och hur långt tillbaka i tiden man kan klarlägga brunifieringsförloppet genom befintliga mätserier av vattenkvalitet. Därefter granskas tänkbara orsaker till brunifieringen. Slutligen sammanfattas hela förloppet från källa till hav med en systembild och slutsatser i punktform.

Hur mäter man vattnets färg?

Sedan lång tid tillbaka har man gjort mätningar av vattenprovers färgtal genom att jämföra deras färg med färgen av kalibrerade lösningar av det starkt brunfärgade ämnet platinklorid. Färgtalet uttrycks då i mg platina per liter. Numera bestäms vattnets färg vanligen genom att man mäter hur ljus av specifika våglängder absorberas av vattenprovet. De värden som redovisas i denna rapport avser absorbansen vid våglängden 420nm. Med kemiska analyser kan man få ett indirekt mått på mängden färgat organiskt material i ett vattenprov genom att exempelvis bestämma dess kemiska syreförbrukning (COD) vid oxidering med kaliumpermanganat eller genom att mäta totalmängden organiskt kol (TOC) eller löst organiskt kol (DOC). Eftersom även järn och mangan kan spela en viktig roll för vattenfärgen, kan också analyser av dessa ämnen vara relevanta. Figur 2.1 visar hur starkt färgat vatten kan vara i svenska sjöar och vattendrag som ligger i områden med mycket barrskog och myrmarker.



Fig. 2.1. Prover av färgat vatten från Bivarödsåns avrinningsområde, som utgör en del av Helge ås avrinningsområde. Källa: Naturvårdsingenjörerna AB.

2.2 UTBREDNING I TID OCH RUM

Observationer i Hanöbukstens tillrinningsområde

Hanöbukten tar emot vatten från flera åar. De fem största är Helge å, Skräbeån, Mörrumsån, Ronnebyån och Lyckebyån (Fig. 2.2). Markanvändningen i samtliga åars avrinningsområden domineras av skog, och i deras övre delar finns även betydande arealer myrmark. Mörrumsån skiljer sig från de andra åarna genom att den rinner genom en stor sjö, Åsnen. Detta bromsar upp vattenflödet till havet och sjön blir därmed också en betydande sänka för både organiska och oorganiska substanser.

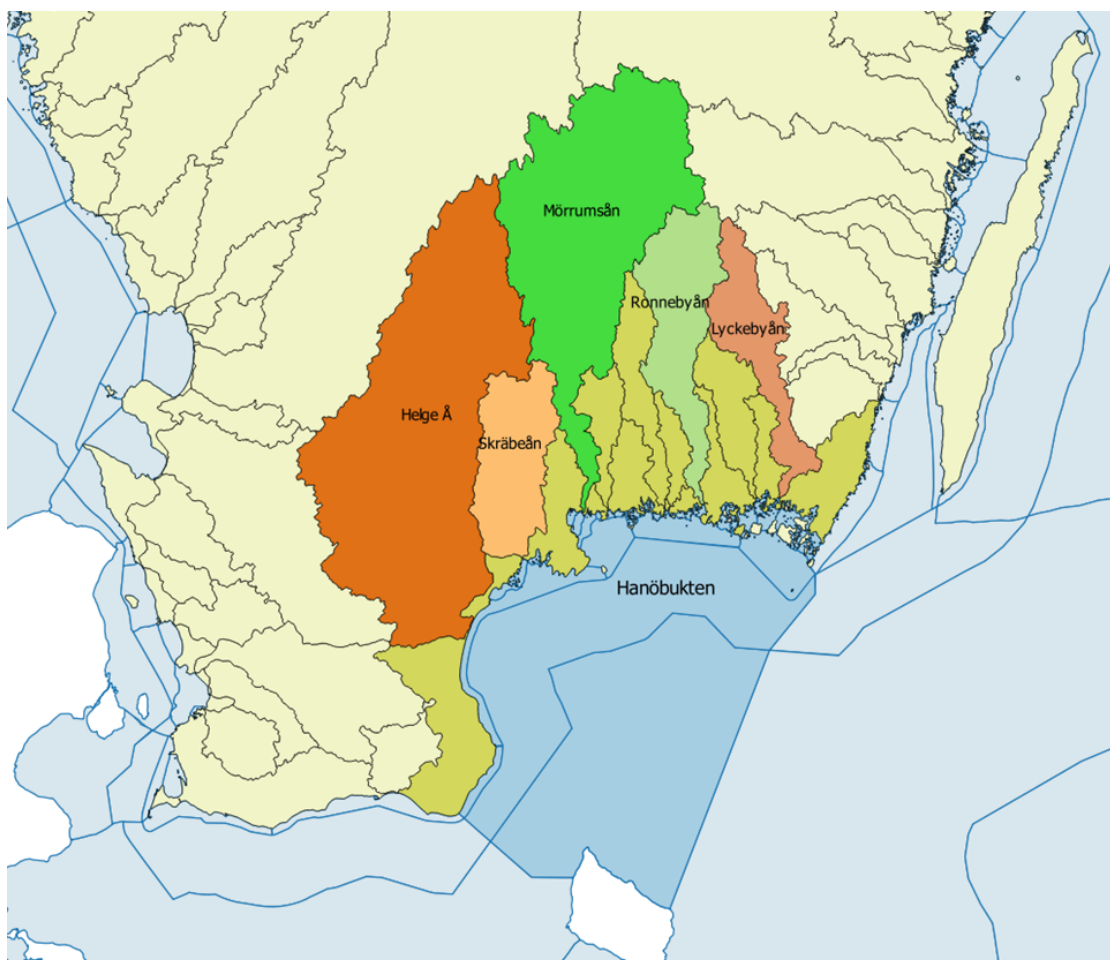


Fig. 2.2. Hanöbukten och avrinningsområdena för Helge å, Skräbeån, Mörrumsån, Ronnebyån och Lyckebyån (Källa: SMHI).

Data från det svenska flodmynningsprogrammet (MVM, SLU) visar tydligt hur utflödet till Hanöbukten fått en allt starkare färg under de senaste decennierna. Absorbansvärdena i både Helge å och Lyckebyån har mer än fördubblats sedan 1970-talet och även i Mörrumsån har det varit en kraftig ökning (Fig. 2.3). Markanvändningen i dessa åars avrinningsområden domineras av skog.

COD-halten i de tre åarna uppvisar likaså en uppåtgående trend (se Appendix: Figur 1). I Lyckebyån och Mörrumsån är trenderna i COD och absorptions praktiskt taget identiska, medan Helge å har en starkare ökning av absorptionsvärden.

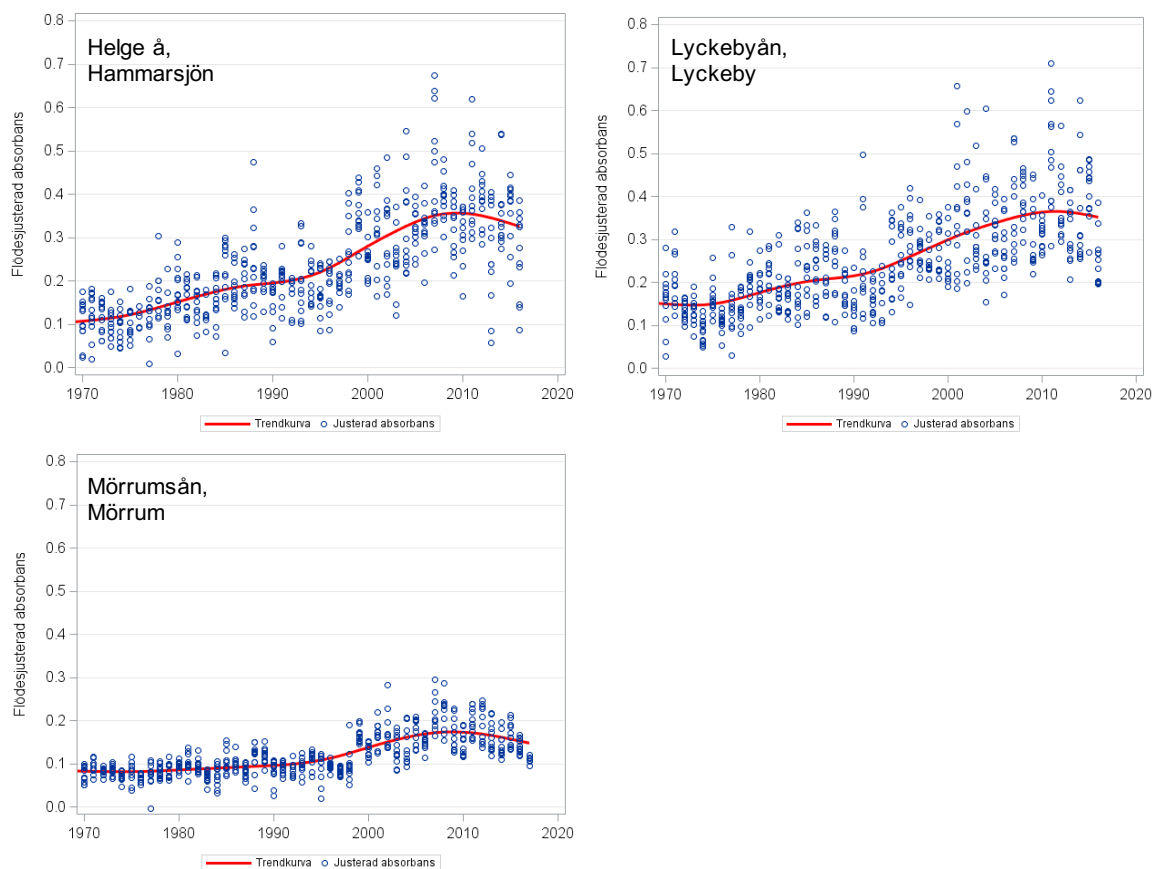


Fig. 2.3 Tidsserier av flödesjusterade absorptionsvärden med trendkurvor för Helge å, Lyckebyån och Mörrumsån. Trendanalyserna och flödesjusteringen har utförts med hjälp av Generaliserade Additiva Modeller (GAM).

I likhet med humushalten har även järnhalten ökat kraftigt i Helge å och Lyckebyån, medan ökningen är betydligt mindre i Mörrumsån (Fig. 2.4). Vidare finns upprepade observationer av extremt höga järnhalter i Helge å. Ibland är de till och med så höga att järn kan bilda olösliga rostpartiklar (vattenhaltiga järnoxider) som bidrar till att åvattnet blir än starkare färgat eller till att det bildas en hinna på vattenytan.

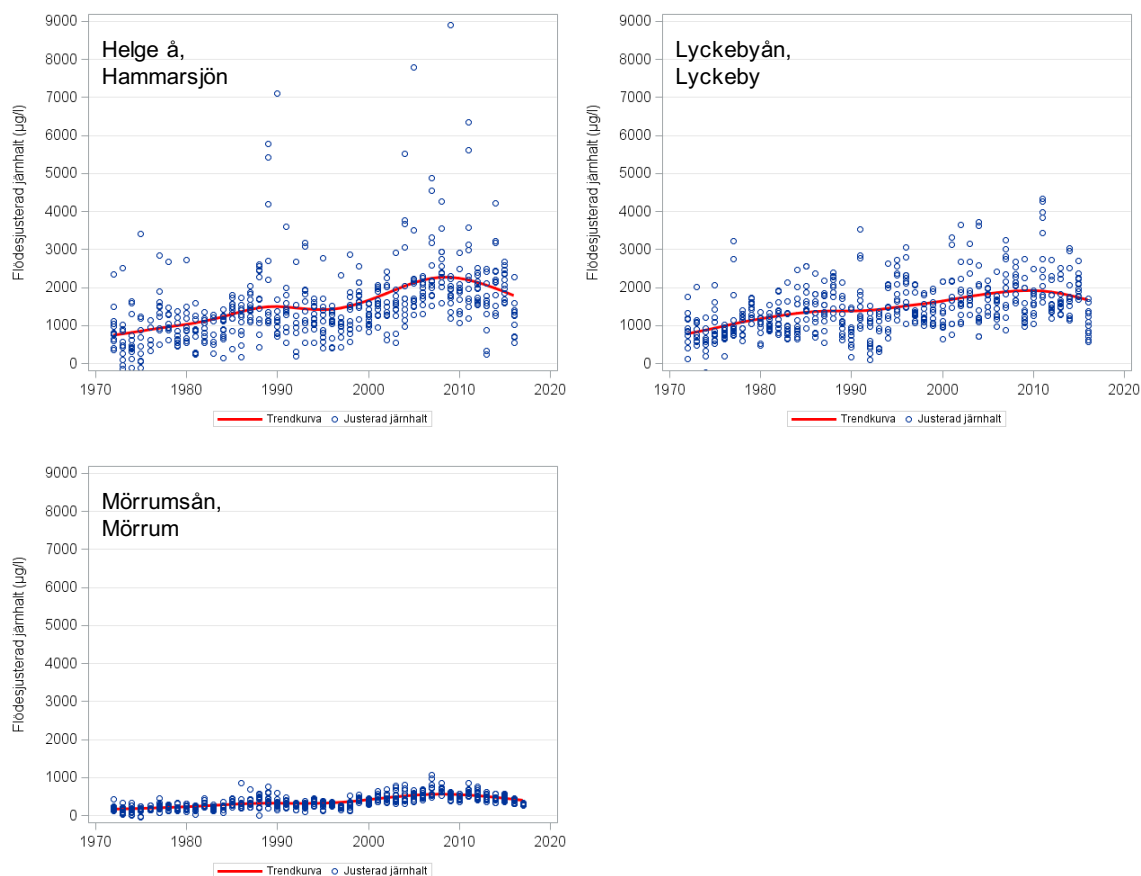


Fig. 2.4. Tidsserier av flödesjusterade järnhalter med tillhörande trendkurvor för Helge å, Lyckebyån och Mörrumsån. Trendanalyserna och flödesjusteringen har utförts med hjälp av Generaliserade Additiva Modeller (GAM).

Miljöövervakningens tidsserier ger en god bild av brunifieringens utveckling från början av 1970-talet. En unik tidsserie från Lyckeby vattenverk gör det dessutom möjligt att följa förloppet från 1940. Vid detta vattenverk, som förser Karlskrona med dricksvatten, har man nämligen ända sedan dess gjort mätningar av färg, kemisk syreförbrukning (COD) och pH i Lyckebyån minst en gång per vecka. Tidsserien av COD är av speciellt intresse eftersom samma analysmetod (oxidation med kaliumpermanganat) använts sedan 1940. Eftersom det dessutom inte funnits några stora utsläpp av organiskt material från industrier och tätorter uppströms mätpunkten vid Lyckeby vattenverk, kan COD-värdet anses vara en god indikator på mängden färgat organiskt material i form av humus i vattnet.

Analyser av trendkurvan för COD och dess osäkerhet visar på en långsam men statistiskt säkerställd nedgång fram till omkring 1980 följt av en mycket tydlig uppgång (Fig. 2.5). Det är också värt att notera att de nuvarande COD-värdena i Lyckebyån i genomsnitt ligger på en klart högre nivå än under 1940-talet. En nyligen publicerad sammanställning av upp till hundra år gamla färgtal för vattnet i sjöar runt Aneboda i Småland stöder slutsatsen att dagens brunifiering är unikt hög i ett sekelperspektiv (Kritzberg *et al.*, 2017). Sedimentstudier indikerar att det i ett ännu längre tidsperspektiv skett betydande förändringar av vattnets sammansättning i insjöar. Det finns exempelvis studier som indikerar att markanvändningen redan för flera hundra år sidan påverkade halten organiskt material i sjövattnet. Cunningham

och medarbetare (2011) framhåller att storskalig dikning kan ha minskat läckaget av organiskt material till vatten. Andra har framhållit betydelsen av att skog tidigare utnyttjats som betesmark (Meyer-Jacob *et al.*, 2015).

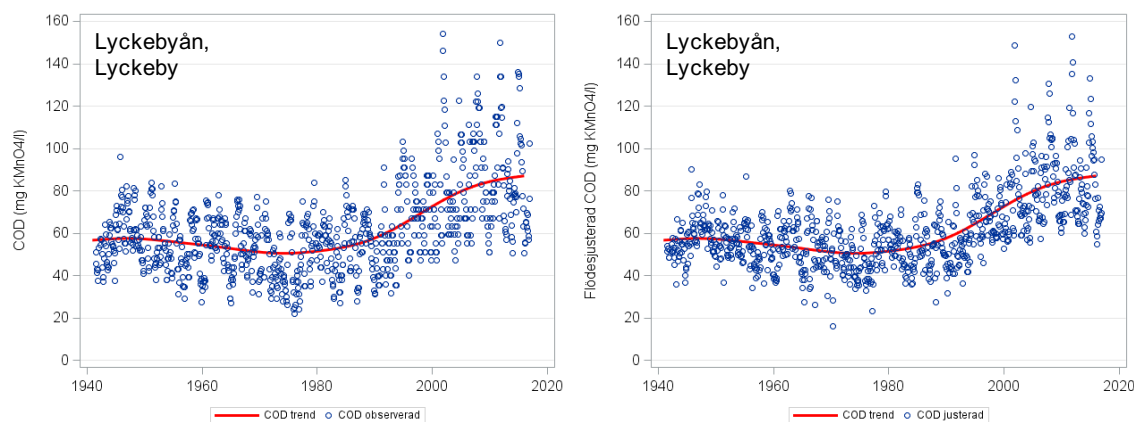


Fig. 2.5. Tidsserier av COD-halter med tillhörande trendkurvor. Diagrammet till vänster visar observerade månadsmedelvärden. Diagrammet till höger visar observerade månadsmedelvärden justerade för säsongeffekter och den aktuella månadens medelvattenföring med hjälp av en Generaliserad Additiv Modell (GAM).

Lokala observationer i Helge ås avrinningsområde ger ytterligare pusselbitar till var brunifiering förekommer och vilka processer som är inblandade. Bivarödsån, som rinner upp nära Älmhult i Kronobergs län, anses vara det biflöde till Helge å som har starkast färg (Naturvårdsingenjörerna AB, 2014). Markanvändningen i det delavrinningsområdet domineras av skogsmark (83 %), främst barrskog, medan jordbruksmarken endast utgör 10 % av områdets areal. Vidare är brunifieringen allra mest påtaglig i de delar som har en hög andel torvmark. Vattnets färgtal är dessutom mycket starkt korrelerat till totalhalten organiskt kol (TOC).

Invallningar, där marken torrläggts genom pumpning, anses också kunna bidra till brunifieringen. Inom Kristianstad kommun omfattar dessa invallningar totalt ca 12 km² (Berglund, 2008). Vesan, norr om Sölvesborg, är en annan betydande invallning där idag ca 9 km² ligger under havsytan. När vatten pumpas från dåligt syresatta, järnhaltiga grundvatten till ytvatten kan rostfärgade järnoxider fällas ut i sjöar och vattendrag. Detta var mycket påtagligt år 2007 i Hammarsjön nära mynningen av Helge å.

Observationer i sötvatten i Sverige och internationellt

Som redan påpekats har brunifiering av sjöar och vattendrag observerats i områden på norra halvklotet med betydande inslag av barrskog (Driscoll *et al.*, 2003; Monteith *et al.*, 2007; Erlandsson *et al.*, 2008; Haaland *et al.*, 2010; Brothers *et al.*, 2014). Brunt vatten förekommer också i andra delar av världen, till exempel i de tropiska regnskogarna i Sydamerika (Rios-Villamizar *et al.*, 2014) och i avrinningen från vissa våtmarker i USA (Hermann *et al.*, 2015). Det förefaller dock inte finnas några rapporter om att vattenfärgen ökat utanför norra halvklotets barrskogsregioner.

En statistisk analys av vattenkemiska data från olika flodmynningar i Sverige visar att det vid nästan alla flodmynningar i Sverige har skett en statistiskt säkerställd ökning av både absorbans och COD-värdena sedan 1970-talet. Undantagen utgörs av jordbruksåar och vattendrag som tidigare varit kraftigt belastade av avloppsutsläpp från industrier och tätorter. Man kan vidare konstatera de vattendrag där absorbansen och COD-värdena ökat mest ligger i Götaland, och att ökningen i brunifieringen är anmärkningsvärt synkron (Fig. 2.6). Detta gäller både när man jämför olika åar och när man jämför trenderna i COD, absorbans och järnhalt för samma vattendrag.

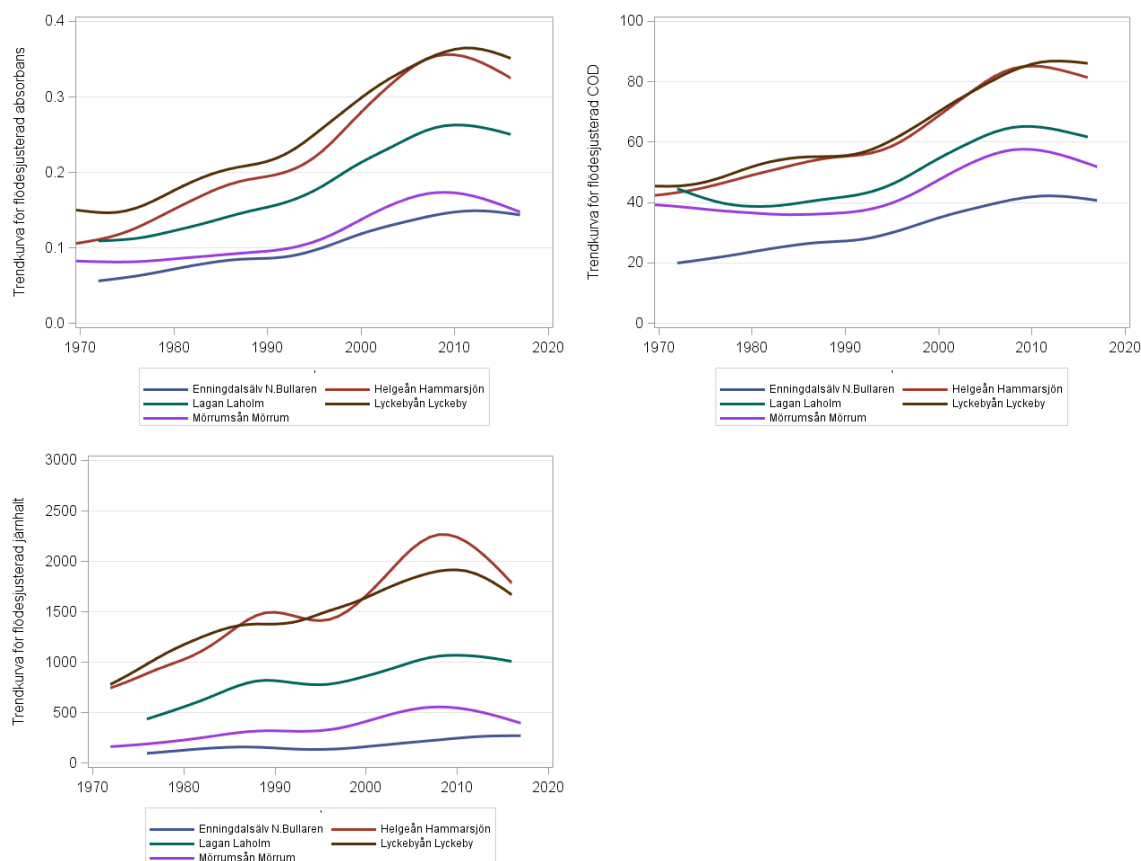


Fig. 2.6. Tidstrender för brunifieringen i de svenska vattendrag som sedan 1970 uppvisat den största ökningen av COD-värdena. Data från det nationella flodmynningsprogrammet. De tre diagrammen visar tidstrender i COD, absorbans och järnhalter.

Mätningar i så kallade trendsjöar (Fölster *et al.*, 2014; MVM, SLU) kompletterar bilden av brunifieringens utbredning i tid och rum. Dessa sjöar utgör ett för landet representativt urval av sjöar som inte är påverkade av lokala/regionala utsläpp eller intensiv markanvändning. De övergripande målen för undersökningarna är att beskriva tillstånd och storskaliga förändringar i vattenmiljön samt att ge underlag för att kunna bedöma hotbilder.

Diagrammen i figur 2.7 visar att brunifieringen är en process som framför allt påverkar vattenfärgen (absorbansen) i sjöar som har eller har haft låga pH-värden. De sjöar som har haft lägst pH-värden (minst 25 % av de uppmätta pH-värdena under 5.0) uppvisar utan undantag

en starkt uppåtgående trend i vattnets absorbans. Bland de sjöar som haft högst pH-värden (högst 25 % av de uppmätta pH-värdena under 6.8) var vattnets absorbans låg under hela den studerade tidsperioden. Trendkurvorna visar också att vattnets färg ökade mest mellan 1990 och 2010, men att brunifieringen i flera fall började före 1990.

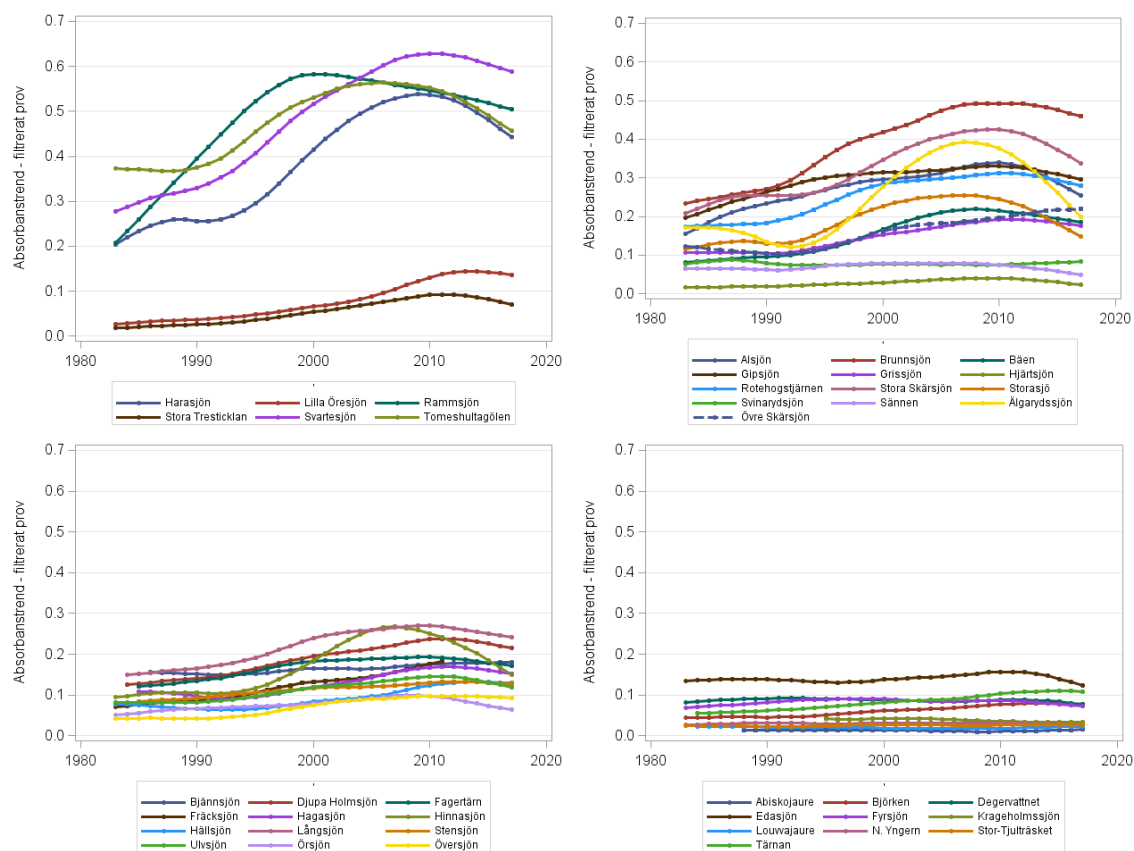


Fig. 2.7. Trendkurvor för vattnets absorbans i sjöar från det nationella trendsjöprogrammet. Sjöarna är grupperade efter 25 %-percentilen ($pH_{0.25}$) av de observerade pH-värdena under tidsperioden 1983–2016. Trendkurvorna har beräknats med hjälp av Generaliserade Additiva Modeller (GAM).

Sammanfattningsvis råder det ingen som helst tvekan om att en omfattande brunifiering av sjöar och vattendrag har pågått under de senaste decennierna. Det är också helt klart att brunifieringen är mest påtaglig i sura eller försurade miljöer i södra Sverige och speciellt tydlig i Lyckebyån och Helge å, vilka båda mynnar i Hanöbukten. Detta gäller oavsett om man betraktar tidsserier av COD, absorbans eller järn. Det är också klarlagt att den brunifiering av sjöar och vattendrag som nu är ett faktum började ta fart omkring 1980. De längsta tidsserierna av COD eller färgtal går 80-100 år tillbaka och visar att vatten som nu är starkt brunfärgade då var mindre bruna. Sedimentstudier som går flera hundra år tillbaka indikerar dock att halten organiskt material i de undersökta sjöarna då kan ha varit minst lika höga som idag.

Observationer i Hanöbukten

Eftersom vattnet i Hanöbukstens tillrinning blivit allt brunare de senaste decennierna ligger det nära till hands att tro att även vattnet i själva Hanöbukten är på väg att bli brunare. Men detta samband är inte uppenbart, om det ens existerar.

Det råder visserligen ingen tvekan om att det har förekommit episoder av brunt och ibland också illaluktande vatten i Västra Hanöbukten, och speciellt kring Helge ås mynning - detta stöds både av direkta observationer av lokalbefolkningen och av teoretiska beräkningar utförda av SMHI (Havs- och Vattenmyndigheten, 2013). Det råder heller ingen tvekan om att utsläppen till Hanöbukten från Stora Ensos anläggning i Nymölla är både omfattande och starkt färgade. Men det finns ingen uppenbar generell koppling mellan uppmätta siktdjup i Hanöbukten och tillrinningens färg. Detta har två orsaker. För det första kan brunt och illaluktande vatten även orsakas av mattor av drivande rödalger (Medins, muntlig kommunikation). För det andra förändras det färgade materialet i både åvatten och skogsindustriella utsläpp när det kommer ut i den marina miljön. Som tidigare nämnts kan järn och organiskt material flockelera och sedimentera när salthalten ökar (Gustafsson *et al.*, 2000). Vidare kan starkt färgat organiskt material genom fotokemiska reaktioner transformeras till färglösa organiska substanser som har liten inverkan på siktdjupet (Vähätalo, 2009; Lalonde *et al.*, 2014; Cao *et al.*, 2018).

En sammanställning av siktdjupsdata från kust- och utsjövatten i Hanöbukten och dess omgivning visar att det fram till slutet av 00-talet fanns en tendens till minskat siktdjup i Blekinge och Skånes kustvatten. Därefter har siktdjupet i dessa kustvatten ökat (Fig. 2.8). Orsaken till detta har inte kunnat klarläggas. Eftersom klorofyllhalten varit stabil under de senaste åren finns ingen uppenbar koppling till minskad övergödning. Något mer sannolikt är det att siktdjupet förbättrats på grund av att en förhållandevis låg nederbörd under senare år lett till en generell minskning av substansflödena från Hanöbukstens tillrinningsområde till marina vatten. Vid utsjöstationerna är mellanårsvariationen mindre än i kustvattnen och det finns ingen tydlig trend vid dessa stationer.

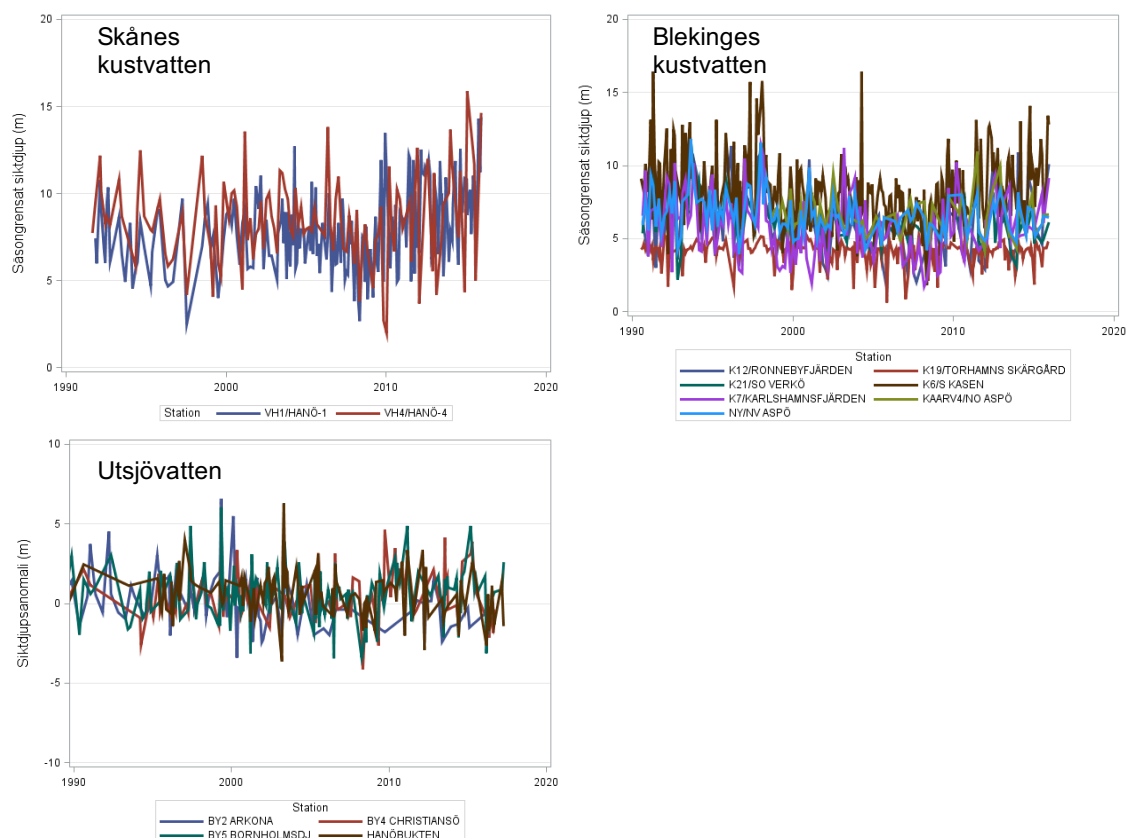


Fig. 2.8. Säsongsrensats sikt djup i Skånes kustvatten, Blekinges kustvatten samt vid fyra utsjöstationer i och utanför Hanöbukten. En karta över mätstationernas placering visas i Appendix: Figur 2.

Det är också av intresse att notera att nordamerikanska studier nyligen har ökat kunskapen om hur snabbt olika fraktioner av humusämnen bryts ner i marina miljöer. Enligt Cao och medarbetare (2018) går nedbrytningsprodukter av lignin in i den marina näringskedjan inom några få dagar eller veckor, medan karboxylrika alicykliska molekyler (CRAMs) är så stabila att de kan bidra till halten organiskt material i oceanerna (Cao *et al.*, 2018). Det finns alltså ingen motsättning i att delar av det terrestra organiska materialet är biotillgängligt och bidrar till bakteriell aktivitet (Wikner & Andersson, 2012; Herrmann *et al.*, 2015), medan andra delar av det terrestra organiskt material är så stabila att det kan utgöra mer än hälften av det organiska materialet i Egentliga Östersjöns utsjöområden (Kulinski & Pempkowiak, 2011).

2.3 BRUNIFIERINGENS ORSAKER

Enligt forskningen om brunifiering finns flera tänkbara orsaker till att vattnet i många sjöar och vattendrag blivit brunare under de senaste decennierna. I princip kan dessa orsaker delas in i följande kategorier: ändrad nederbörd och temperatur, ändrad markanvändning och minskad försurning.

Ändrad nederbörd och temperatur

De vanligaste markprofilerna i Sverige innehåller betydande mängder organiskt material som kan transporteras ut till ytvatten i samband med kraftig nederbörd. Om dessutom nederbörden leder till höga grundvattennivåer och syrefria förhållanden i marken kan järn förekomma i lätt vattenlösliga former som sedan omvandlas till brunfärgade järnoxider när markvattnet når sjöar och vattendrag (Nilsson *et al.*, 2016). Varierande nederbördsmängder och grundvattennivåer är därför viktiga orsaker till att vattnets färg i åar och mindre sjöar kan variera kraftigt både inom och mellan år. Det finns dock enligt figur 2.9 ingen långtidstrend i nederbörd och grundvattennivåer som kan förklara varför absorbansen i exempelvis Lyckebyån och Helge å mer än fördubblats sedan 1970-talet och att denna trend har fortsatt tills helt nyligen. Möjligen kan de extremt låga grundvattennivåerna i sydöstra Sverige de allra senaste åren ha bidragit till att trendkurvorna i figur 2.6 tycks böja av i slutet av tidsserierna.

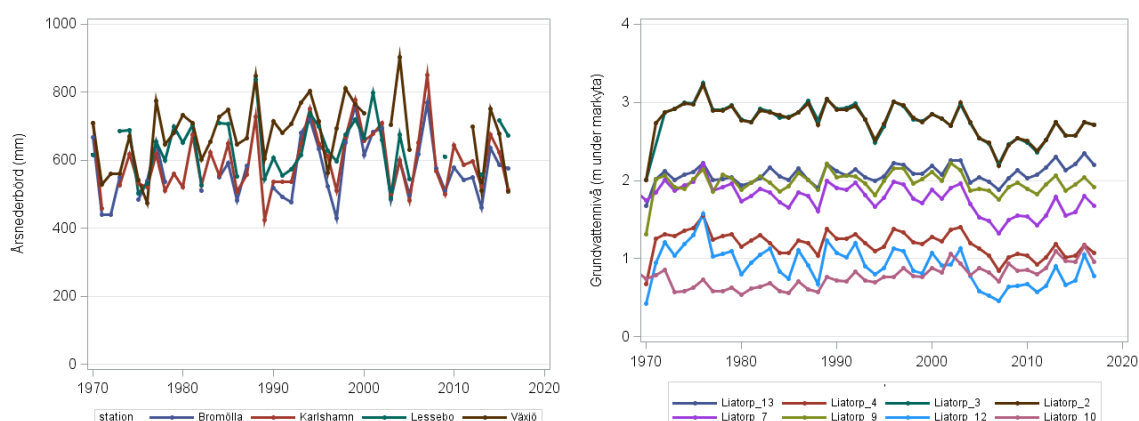


Fig. 2.9. Tidsserier av årsnederbörd vid fyra stationer i Hanöbuktens tillrinningsområde och grundvattennivåer vid Liatorp i avrinningsområdet för Helge å. En karta över provtagningsstationerna visas i Appendix: Figur 3.

Temperaturförändringar påverkar nästan alla processer i miljön. Precis som när det gäller nederbörd är det dock svårt att med temperaturförändringar förklara varför brunifieringen tog fart just för 3 till 4 decennier sedan och att brytpunkten är så tydlig. Väder- och klimatförändringar kan bidra till att under vissa perioder förstärka eller dölja förändringar av vattnets färg i sjöar och vattendrag, men det kan inte vara någon huvudförklaring till de senaste decenniernas brunifieringstrend i tillrinningen till Hanöbukten.

Ändrad markanvändning

De högsta halterna färgat organiskt material i Sveriges sjöar och vattendrag brukar uppstå i avrinningsområden med mycket barrskog eller torvmossar (Erlandsson *et al.*, 2008). Båda dessa landskapselement har under lång tid genomgått betydande förändringar. Under andra halvan av 1800-talet och början av 1900-talet ledde ansträngningarna att öka arealen åkermark bland annat till att torvmossor dikades ut och sjöar sänktes. Som en konsekvens av detta lades stora mängder organiskt material och näringsämnen ut från mark till vatten (Hoffmann *et al.*, 2000). Det är oklart om detta även ledde till att vattnet temporärt blev brunare i berörda sjöar och vattendrag. Oavsett hur det förhåller sig med detta är det dock ytterst osannolikt att

en sådan effekt skulle kvarstå idag. Ökad skogsareal, mer intensivt skogsbruk och omfattande plantering av gran är tre andra faktorer vars bidrag till de senaste decenniernas brunifiering är mer angeläget att reda ut.

Prins Karls skogskarta från 1846 illustrerar hur dramatiskt landskapet i södra och mellersta Sverige har förändrats sedan dess (Fig. 2.10). De ljusaste partierna på kartan visar vilka enorma områden som då var i stort sett trädlösa eller bestod av mycket lågproduktiv skogsmark. Skogstaxeringar från 1900-talets början visar att det även för hundra år sedan fanns betydligt mindre skog än idag. I de flesta av Götalands län fanns då stora arealer kalmark, det vill säga skogsmark som exploaterats men inte fått någon tillfredsställande återväxt (Hamilton & Ekelund, 2001). I Småland uppgick andelen kalmark till mellan 15 och 20 % och i Skåne och på Västkusten var den mellan 23 och 29 %. Idag utgör kalmarken, trots stormen Gudrun 2005, bara omkring 5 % eller mindre av den totala landarealen. Utvecklingen i de tre län som tillsammans täcker nästan hela det område som avvattnas till Hanöbukten, visas i Appendix: Figur 4.

Sedan 1950 har dessutom mer än 1 000 000 ha åkermark lagts ner (Jordbruksverkets statistikdatabas) och minst en tredjedel av denna mark har omvandlats till produktiv skogsmark. Till sammans har beskogningen av både åkermark och tidigare obrukad mark bidragit till att arealen produktiv skogsmark i Sverige nästan fördubblats under 1900-talet och nu täcker omkring 60 % av landarealen. Figur 2.11 visar utvecklingen för arealen produktiv skogsmark i Kronobergs, Blekinge och Skåne län sedan 1925.



Fig. 2.10. Del av Prins Karls skogskarta från 1846. Källa: Riksarkivet. Den mörkgröna färgen avspeglar skog i timmerdimension, den ljusgröna färgen i olika nyanser är buskage respektive ved- och stängselsskogar och de ljusa områdena öppen mark, bestående av åker, äng, betesmark och hedmark.

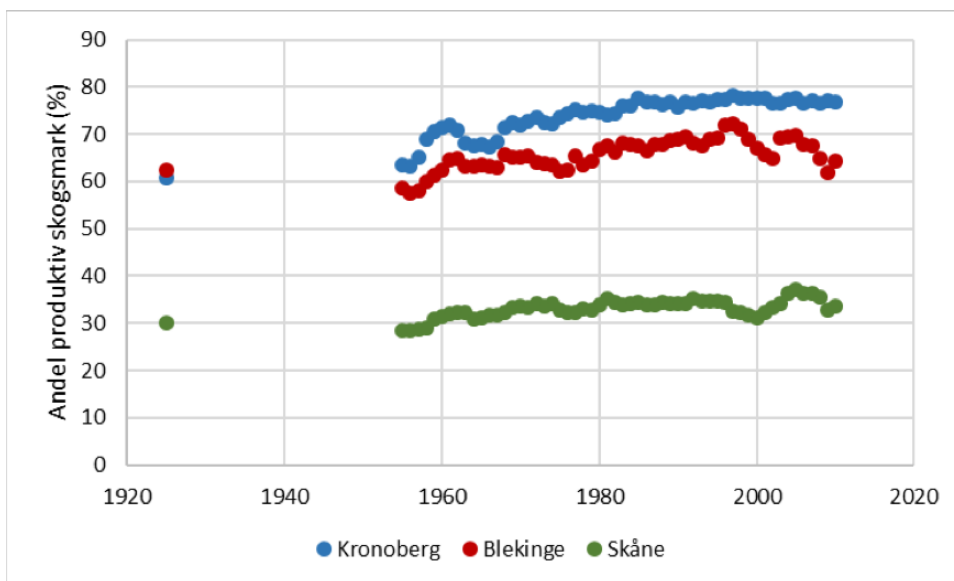


Fig. 2.11. Femårsmedelvärden av procentandelen produktiv skogsmark av den totala landarealen i Kronobergs, Blekinge respektive Skåne län 1925–2010.

En väsentlig del av ovan nämnda nyplantering av skog har utgjorts av gran. I Götaland består nu 40 % av den totala produktiva skogsarealen av granskog och ytterligare 35 % av tallskog och blandbarrskog (Skogsdata 2012–16). Räknat som virkesförråd blir ökningen av granbestånden, trots stormen Gudrun 2005, än mer dramatisk (Fig. 2.12).

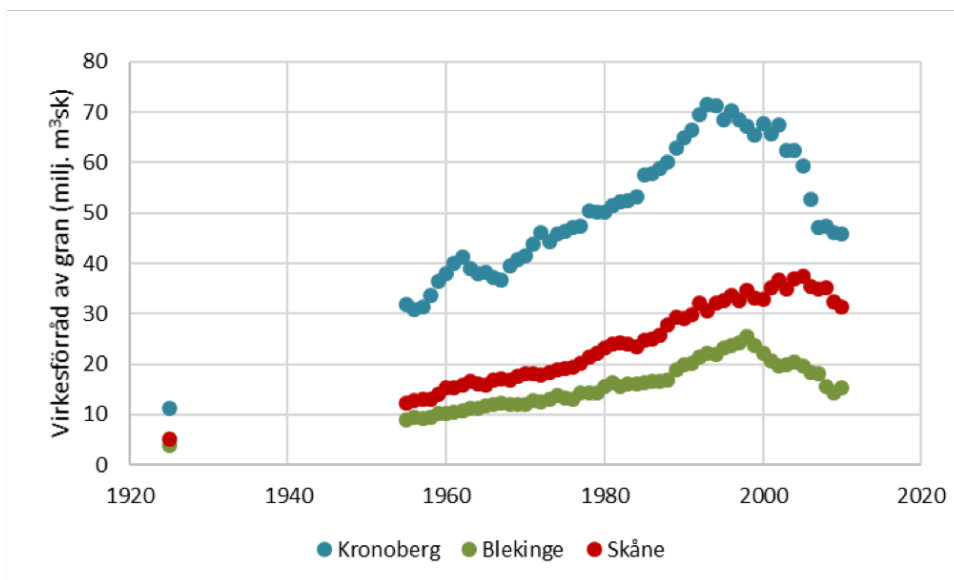


Fig. 2.12. Femårsmedelvärden av virkesförrådet av gran i Kronobergs, Blekinge och Skåne län. Den kraftiga nedgången i femårsmedelvärdena för 2003–2007 är väsentligen en effekt av stormen Gudrun.

Speciellt i södra Sverige innebär granplanteringen även att betydande arealer brunjordar successivt omvandlas till podsoljordar. Detta har utan tvekan stor betydelse för brunifieringen eftersom råhumusskiktet under förnan i en barrskog producerar stora kvantiteter brunfärgade humusämnen. När humusämnena rör sig nedåt i en podsoljord för de dessutom med sig järn som kan fällas ut i rostjorden men också transporteras vidare till ytvatten (Figur 2.13).

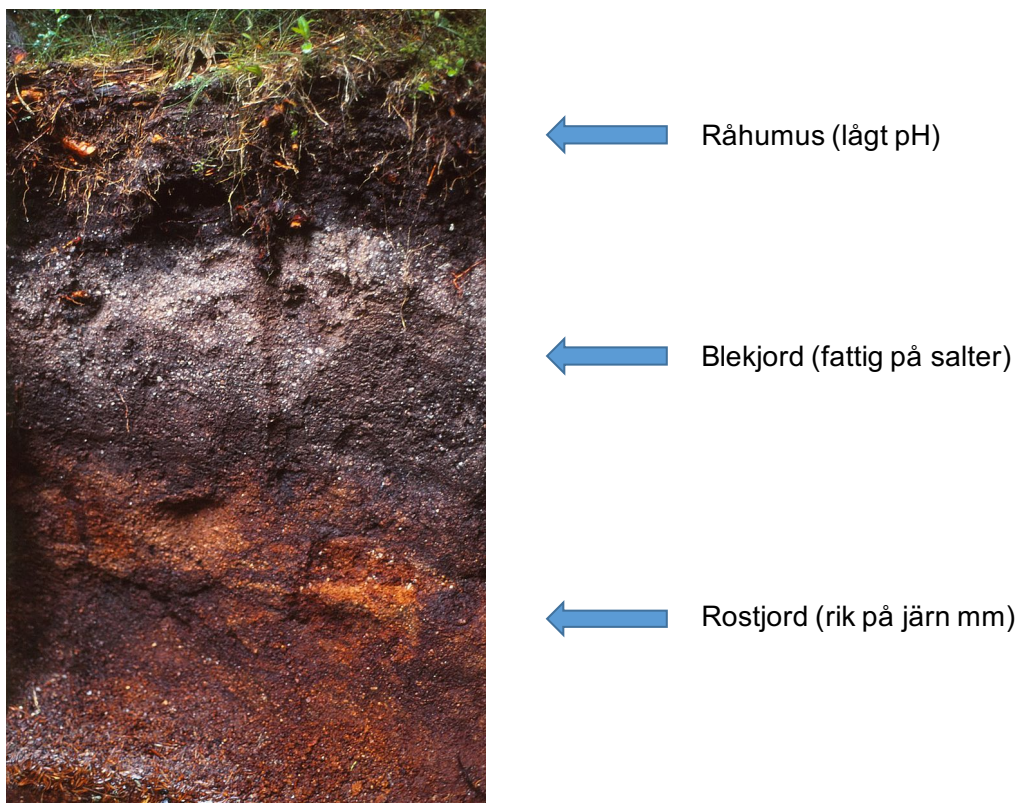


Fig. 2.13. Profil av en podsoljord. Foto: U. Burkhart, Wikimedia Commons.

Den ökade skogsarealen, en omfattande plantering av barrskog, speciellt gran, och ett mer intensivt skogsbruk är så dramatiska förändringar av markanvändningen i både Sverige och andra länder att det vore märkligt, om de inte hade någon väsentlig inverkan på brunifieringen av ytvatten. Eftersom det sannolikt tar decennier innan en skogsplantering har modifierat en hel jordprofil, och till exempel transformerat en brunjord till en podsoljord, är det dessutom troligt att dessa faktorer även kan påverka den framtida utvecklingen av brunifieringen. Det är dock svårt att förstå varför de skulle få brunifieringen att ta fart just på 1980-talet. Detta indikerar att det finns fler orsaker till att vattnet i många sjöar och många vattendrag idag är betydligt brunare än för femtio till hundra år sedan.

Utsläpp från skogsindustrier har också under lång tid bidragit till att Hanöbukten belastas med organiskt material från skogen. Dagens utsläpp är avsevärt lägre än för några decennier sedan och kan därför inte förklara någon ökad brunifiering av Hanöbukten. Vidare kan man notera att belastningen från de två stora skogsindustrierna, Stora Enso AB (Nymölla) och

Södra Cell Mörrum, tillsammans ger ett årligt utsläpp av totalt organiskt kol (TOC) på omkring 6500 ton, medan belastningen från Helge å är omkring 20 000 ton (Fig. 2.14). Industrins utsläpp är alltså betydligt mindre än den sammanlagda flodtransporten. De är dock långtifrån försumbara och ger i närområdet till utsläppspunkterna en miljöpåverkan som syns tydligt.

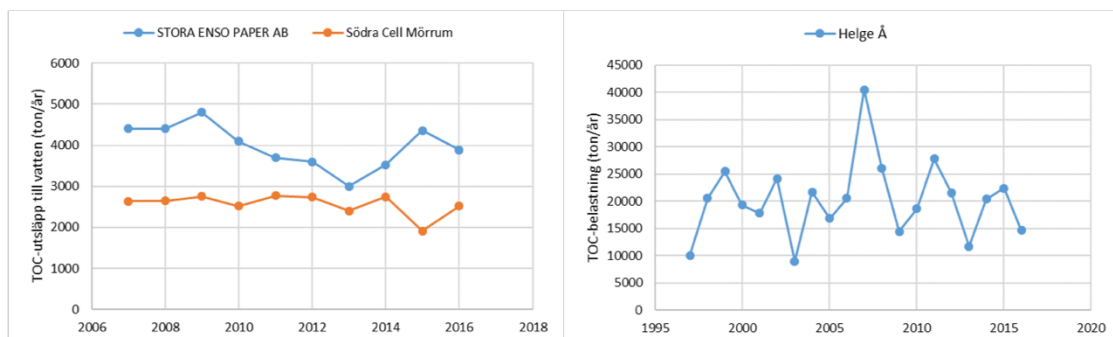


Fig. 2.14. Utsläpp av totalt organiskt kol (TOC) från skogsindustrier vid Hanöbukten och belastningen av TOC från Helge ås avrinningsområde.

Dikning och användning av skogsmaskiner som bryter markytan brukar också nämnas som påverkansfaktorer. I båda fallen kan läckaget av färgat organiskt material till vatten öka temporärt. Det är dock svårt att tro att en mekanisk bearbetning som trots allt berör relativt små ytor under korta perioder skulle ha en storskalig effekt. Inte ens när stormen Gudrun drabbade stora delar av Götaland 2005 och träd motsvarande mer än 75 miljoner kubikmeter skogsvirke fälldes över en natt, gav detta något tydligt avtryck i trendkurvorna för absorbans vid de närmast berörda flodmynningarna, det vill säga vid mynningarna av Lagan och Helge å (se Fig. 2.6). När det gäller dikning så är det snarast igenväxning av diken som kan skapa problem genom att de zoner i jordprofilen som läcker järn och humus permanent ställs under vatten.

Minskat försurningstryck

De processer som styr utlakningen av färgat organiskt material (humus) från mark till ytvatten är starkt beroende av vattnets pH-värde och jonstyrka. Ju lägre pH-värde och högre jonstyrka desto mer svårösliga blir de starkast färgade humusfraktionerna. Nedbrytningen av multnande växtmaterial går också långsammare i starkt sura miljöer än i mer neutrala. Detta betyder att i mark med lågt pH-värde och förhöjd jonstyrka kan stora mängder humus ackumuleras. I Sverige sker detta främst i barrskog och torvmossar. Det betyder också att om pH-värdet höjs eller jonstyrkan sänks till följd av några aktiviteter i samhället, så kan detta skapa en puls av ökad utlakningen av färgat organiskt material från mark till vatten. I princip gäller detta även för färgat organiskt material i sjösediment.

Atmosfärsnedfallet av försurande ämnen, främst svaveldioxid och kväveoxider, har under lång tid orsakat väsentliga förändringar av pH och jonstyrka i mark och vatten. I flera länder i Europa och Nordamerika började en storskalig försurning redan under 1800-talet till följd av ökande svavelutsläpp från både industrier och tätorter. I Sverige pågick denna ökning tills det sura nedfallet nådde ett maximum på 1980-talet. Sedan dess har framför allt svaveldepositionen minskat kraftigt och i södra Sverige är den nu omkring en tiondel så stor som i början

av 1980-talet (Kritzberg *et al.*, 2017). Flera forskare har mot den bakgrunden hävdad att brunifieringen av sjöar och vattendrag väsentligen orsakas av att atmosfärsdepositionen av försurande ämnen minskat under de senaste decennierna (Monteith *et al.*, 2007; Erlandsson *et al.*, 2008; Ekström *et al.*, 2011; Evans *et al.*, 2012; Bragée *et al.*, 2015). Om denna hypotes är sann, borde det i data från Sverige finnas en tydlig brytpunkt i brunifieringen omkring 1980. Den unika tidsserien från Lyckebyån i figur 2.5 visar att det faktiskt finns en sådan brytpunkt i de observerade COD-värdena. Detta stärker hypotesen att brunifieringen har en väsentlig koppling till försurningstrycket.

Att det finns ett starkt samband mellan svaveldeposition och brunifiering illustreras också av tidsseriediagrammen i figur 2.15. Sulfathalten i åtskilliga svenska sjöar minskade kraftigt under 90- och 00-talen till följd av minskad svaveldeposition. Därefter har den planat ut. Absorbansen följer ett omvänt mönster. Fram till början av 2000-talet ökade den kraftigt för att sedan plana ut. pH värdet uppvisar som väntat liknande men betydligt svagare trend än sulfathalten, eftersom pH-förändringarna kan hållas tillbaka av svaga organiska syror, främst humusämnen, i vattnet.

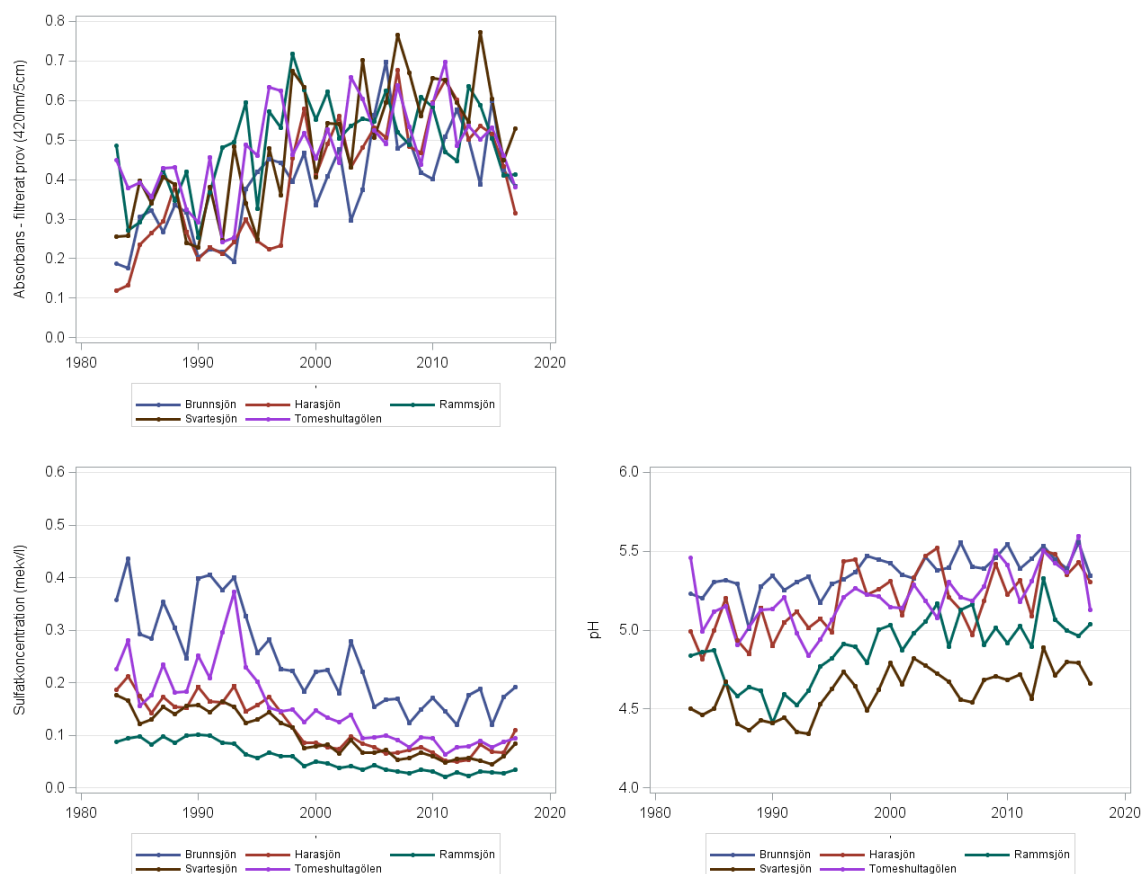


Fig. 2.15. Årsmedelvärden av absorbans, sulfatkoncentration och pH för de fem sjöarna i trend-sjöprogrammet där absorbansen ökat mest under tidsperioden 1983–2016.

Eftersom lösligheten av humusämnen ökar med stigande pH-värden är det rimligt att tro att även kalkning skulle kunna bidra till ökad vattenfärg. Detta gäller speciellt när kalkningen

sker på myrmarker. Resultaten från den nationella, integrerade kalkningseffektuppföljningen (IKEU: MVM, SLU) är dock inte entydiga. Det finns okalkade sjöar som uppvisar en ökad färg, och trenderna i kalkade sjöar varierar kraftigt mellan olika sjöar. Det faktum att färgförändringen varit störst under den tidsperiod då kalkningen varit mest omfattande motiverar dock fortsatta studier av kalkningens potentiella bidrag till brunifieringen av sjöar och vattendrag.

Både en monoton trend och en tidsbegränsad puls

Sedan mitten av 1800-talet har det samlade trycket på miljön ökat kraftigt. Svaveldepositionens förändring över tid illustrerar dock att samhället i vissa avseenden kunnat vända ett ökat till ett minskat tryck. Detta gör det naturligt att betrakta de senaste hundra årens brunifiering som en samlad effekt av såväl en monoton förändring som en i tiden begränsad puls. Figur 2.16 visar hur man på så sätt kan dela upp den observerade tidstrenden i Lyckebyåns COD-värden (Fig. 2.5) i en komponent som beskriver en tänkbar effekt av förändrad svaveldeposition och en annan komponent som vi kopplar till en trefaldig förändring av skogslandskapet under de senaste hundra åren. För det första har arealen skogsmark ökat. För det andra har andelen gran ökat. Sist men inte minst har intensiteten i skogsbruket ökat. Vid tolkningen av kurvorna i fig. 2.16 bör man dessutom ha i minnet att nedgången de allra senaste åren som illustreras av kurvorna i fig. 2.6 och 2.7 snart kan visa sig vara ett väderberoende hack i en mer långsiktig konstant eller uppåtgående trend.

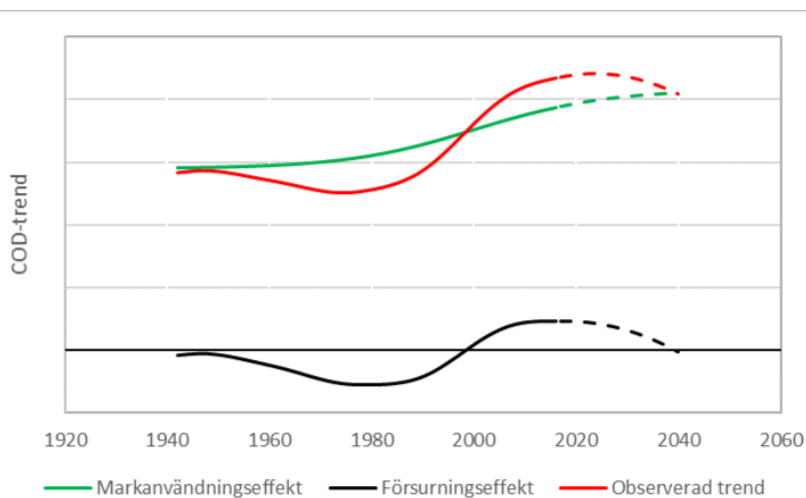


Fig. 2.16. Principiell bild av hur både förändrat försurningstryck och förändrad markanvändning kan bidra till att förklara den observerade COD-trenden i Lyckebyån.

Det stora flertalet av de forskningsrapporter som citerats tidigare i detta kapitel ansluter till problembilden i fig. 2.16 genom att de betraktar den nuvarande brunheten av många sjöar och vattendrag som onaturligt hög och orsakad av människan. Några forskargrupper, som försökt klargöra hur brunifieringen utvecklats i ett längre tidsperspektiv, hävdar dock att koncentrationerna av organiskt kol i de undersökta sjöarna faktiskt var högre under förindustriell tid än idag (Cunningham *et al.*, 2011; Bragée *et al.*, 2015; Meyer-Jacob *et al.*, 2015; 2017). Samtliga

dessa forskargrupper har gjort studier av sjösediment och använt en spektrometrisk analysmetod kallad VNIRS (visual-near-infrared spektroskopi) för att statistiskt uppskatta hur sjöns genomsnittliga TOC-halt varierat över tid.

Den grundläggande principen för att kombinera VNIRS med statistiska prediktionsmodeller är väl beprövad. Först mäts både spektrum och målvariabel för ett antal objekt så att sambandet mellan målvariabel och spektrum kan beskrivas statistiskt. Därefter utnyttjas denna statistiska modell till att prediktera målvariabeln för objekt där man bara mätt spektrum men vill veta värdet på målvariabeln. Normalt sett kalibreras den statistiska modellen med hjälp av mätningar på ett slumpmässigt urval av de objekt som den sedan ska tillämpas på. Så är inte fallet i nyssnämnda studier. Där har modellen först kalibrerats med hjälp av mätningar på färsk sediment och vattenprover och sedan utnyttjats för att rekonstruera gamla TOC-halter med hjälp av äldre sedimentlager. Denna typ av extrapolation från en typ av objekt till en annan kräver omfattande kontroller för att resultaten ska få hög trovärdighet. I ett av ovan nämnda arbeten (Meyer-Jacob *et al.*, 2017) redovisas en statistisk analys av nästa 30 år av sedimentlager och TOC-värden, men generellt sett saknas fördjupade statistiska analyser av uppmätta spektra och hur de varierar med den tidpunkt de representerar. Det kan även ifrågasättas om: (i) inbördes ganska olika och små sjöar utgör ett lämpligt underlag för att beskriva en brunifiering som under de senaste decennierna präglats av anmärkningsvärt synkrona förändringar i stora delen av södra Sverige och (ii) ett alltmer intensivt skogsbruk kan betraktas som en återgång till en mer naturlig markanvändning. Sammantaget hävdar vi därför att den nuvarande graden av brunifiering är onaturligt hög.

2.4 EKOLOGISKA EFFEKTER I HAVET

Det kraftigt ökade läckaget av humusämnen och järn från skogsmark innebär en avsevärd förändring av förutsättningarna för många akvatiska ekosystem. Detta gäller såväl sjöar och vattendrag som kustvatten och eventuellt även hela innanhav som Östersjön.

Några av de observerade eller förväntade ekologiska effekterna berör främst söt- och kustvatten och är direkt knutna till att humusämnen är färgade eller att järn fälls ut som rost (järnoxid). Speciellt kan nämnas att:

- Brunt vatten innebär en risk att fisk inte ser tillräckligt bra för att hitta föda
- Järn i vattnet kan lägga sig på fiskars gälar
- Järnoxid (rost) kan sedimentera och bilda beläggningar på översvämningsmarker och i grunda havsvikar eller kustvatten.

Andra, och potentiellt stora, ekologiska effekter är knutna till att brunifieringen av sjöar och vattendrag har inneburit en ökad uttransport av organiskt, terrestriskt kol till Hanöbukten och andra delar av Östersjön och Skagerrak (Deutch *et al.*, 2012; Hermann *et al.*, 2015; Hoikkala *et al.*, 2015; Råike *et al.*, 2016). En utförligare beskrivning och diskussion av lokala och storskaliga effekter i havet följer i kapitel 3.

2.5 SYSTEMBILD

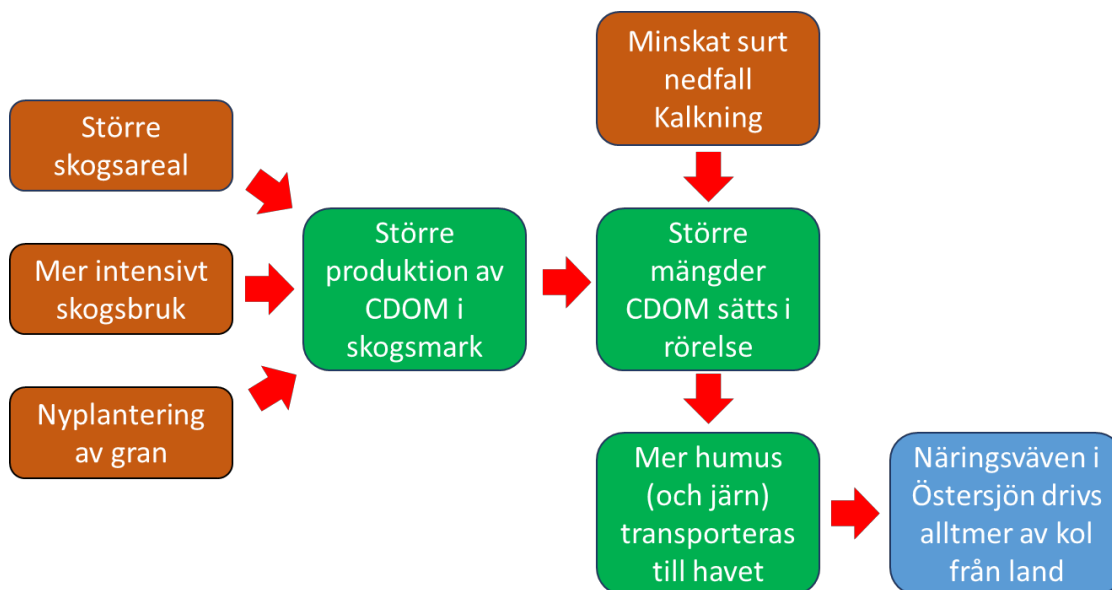


Fig. 2.17. Systembild av markanvändningens och försurningstryckets inverkan på Östersjöns ekosystem.

2.6 SLUTSATSER

- Brunifiering av sjöar och vattendrag är ett storskaligt fenomen som har sitt ursprung i skogs- och myrmark med lågt pH-värde och manifesteras extra tydligt i vattendrag som mynnar i Hanöbukten.
- De observerade förändringarna av uttransporten av organiskt material från land till hav har väsentligen orsakats av historiska och pågående strukturella förändringar inom industri och skogsbruk.
- Den ökade uttransporten av organiskt kol från land till hav kan ha medfört en avsevärd förändring av förutsättningarna för Hanöbukstens ekosystem.

3 FÖRÄNDRAD PLANKTONSAMMANSÄTTNING

3.1 PROBLEMUPPFATTNING

Eutrofiering och förändrad plankton sammansättning.

Näringsberikning av sjöar och hav genom tillförsel av kväve och fosfor leder vanligtvis till en ökad biomassa av växtplankton. Denna eutrofieringsprocess har sedan länge ansetts vara en av de dominerande ekologiska drivkrafterna i Östersjön (Elmgren *et al.*, 2015), vid sidan av klimatrelaterade förändringar (Möllmann *et al.*, 2008).

Växtplanktonproduktionen i Östersjön har ökat under större delen av 1900-talet (Wasmund *et al.*, 2008; Andersen *et al.*, 2015). Detta anses ha medfört högre fiskproduktion (Thurow, 1997), men har också fått andra mindre önskvärda konsekvenser. Nedbrytningen av algrester tär på det syre som finns lagrat i bottenvattnet och denna ökande syreförbrukning har sedan 1960-talet präglat de djupare delarna av Östersjön. Utbredningen av de syrefria eller syrefattiga områdena har emellertid varierat i omfattning, främst beroende på frekvensen av saltvattensinbrott från Västerhavet via de danska sunden (Conley *et al.*, 2009; Carstensen *et al.*, 2015; Andersson *et al.*, 2015; se även Fig. 5.7).

Under senare tid har eutrofieringen av Östersjön stannat upp på grund av minskande utsläpp av näringsämnen – Östersjön går återigen mot ett näringsfattigare (mer oligotroft) tillstånd (Wasmund *et al.*, 2008; Elmgren *et al.*, 2015). Exempelvis har eutrofieringen av Bornholmsbassängen nu återgått till 1970-talets nivå efter att ha nått ett maximum i början av 1980-talet (Andersen *et al.*, 2015; Fig. 3.1). Dock ligger näringsberikningen fortfarande på en för Östersjön ohållbart hög nivå, om olika negativa fenomen som syrebrist i bottenvattnet och giftiga algbloomningar ska kunna påtagligt minska i frekvens i framtiden (Elmgren *et al.*, 2015). Det är också uppenbart att den interna belastningen – frigörande av näringsämnen som redan finns lagrade från sedimenten – utgör ett stort problem ur eutrofieringssynpunkt.

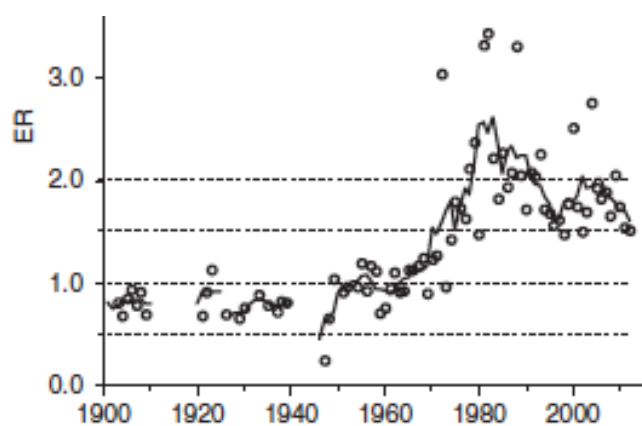


Fig. 3.1. Eutrofieringsgrad (ER^1) enligt Andersen *et al.* (2015) i den för Hanöbukten närbelägna Bornholmsbassängen nordost om Bornholm. Från ett maximum i början av 1980-talet var eutrofieringsgraden år 2012 i nivå med det övergödningstillstånd som rådde i början av 1970-talet.

Under senare år har man i allt högre grad uppmärksammat tillförseln av humusämnen från multnande växtdelar via de floder och åar som mynnar i Östersjön (Deutch *et al.*, 2012; Hoikkala *et al.*, 2015; Råike *et al.*, 2016; Frasier *et al.*, 2016; föregående kapitel). Detta utflöde av terrestert kol (DOC_T) till det marina ekosystemet står i fokus i vår studie, medan vi ägnar mindre uppmärksamhet åt eutrofieringen. Vårt intresse för DOC_T beror främst på att utflödet av organiskt material från land till hav ökat kraftigt under de senaste decennierna (se föregående kapitel) och att det finns experimentella studier som indikerar att även en ganska måttlig ökning av tillförseln av DOC_T kan förskjuta balansen mellan växtplanktonproduktion och bakteriell aktivitet (Andersson & Wikner, 2012). Dessutom har övervakningen av planktonblomningar nära Hanöbukten visat att det under senare år skett betydande förändringar av planktonsamansättningen (Blekingekustens och Hanöbuktens VVF, 2016).

För att det organiska material som kommer ut till kustvattnen via vattendragen skall ha någon nämnvärd betydelse för de marina ekosystemen krävs först och främst att det inte flockulerar (aggregeras) och sedan sedimenterar och begravs i sedimenten. Studier i Bottniska Viken har visat att i havsområden med låg salthalt är det bara en liten andel av DOC_T som lagras i sedimenten (Forsgren & Jansson, 1992, Gustafsson *et al.*, 2000). I södra Östersjön, där salthalten är högre, är det troligt att flockuleringen är mer omfattande. Men å andra sidan visar översiktliga beräkningar för ett stort antal kustvatten längs USA:s östkust att det i genomsnitt bara är några få procent av det tillförda terrestra kolet som begravs i sedimenten (Herrmann *et al.*, 2015).

Fotokemisk nedbrytning är en annan process som påverkar det terrestra organiska materialets biologiska tillgänglighet. Det har länge varit känt att sådan abiotisk transformation främst innebär att det genereras nya organiska föreningar (Bertilsson *et al.*, 1999) med i genomsnitt svagare färg och lägre molekylvikt. Nyare forskning har bekräftat att färgat organiskt material (CDOM) i marina ekosystem bryts ner selektivt av UV-strålning (Lalonde *et al.*, 2014) och att

¹ Eutrofieringsgrad (ER^1) beräknas enligt Andersen *et al.* (2015) som kvoten mellan eutrofieringsstatus (ES) och eutrofieringsmål (EM): $ER = ES/EM$

denna fotokemiska nedbrytning stimulerar den bakteriella aktiviteten i de undersökta akvatiska systemen (Piccini *et al.*, 2009; Sulzberger & Durisch-Kaiser, 2009). Som påpekats i föregående kapitel, så har helt ny forskning dessutom visat att skogligt producerade kolföreningar såsom ligniner kan brytas ner inom några få dagar till veckor i kustvatten (Cao *et al.*, 2018) och därigenom vara en viktig komponent i den marina näringsväven. En annan fraktion av DOC_T som består av karboxylrika alicykliska föreningar är betydligt mer stabil och kan därför spridas över stora områden med havsströmmarna. Detta förklarar varför kolpoolen i Östersjön domineras av DOC_T (Kulinski & Pempkowiak, 2011; Frasnier *et al.*, 2016), vilket dock är av mer begränsat intresse i denna studie.

Olika försök att kvantitativt uppskatta hur stor andel av det tillförda terrestra organiska kolet som omsätts i Östersjöns ekosystem har gett varierande resultat. I en studie av förhållandena i Bottniska Viken beräknades praktiskt taget allt DOC_T gå in i den marina födoväven (Sandberg *et al.*, 2004). Totalt i Östersjön har mineraliseringen av DOC_T uppskattats till mellan omkring 50 % (Gustafsson *et al.*, 2013) och 80 % (Frasnier *et al.*, 2016). Den resterande andelen förs antingen vidare till Nordsjön via havsströmmar eller stannar i Östersjöns sediment.

Mätningar och beräkningar av uttransporten av DOC_T från land till hav visar att den varierar starkt i både tid och rum. Detta beror bland annat på variationer i nederbörd, avrinningsområdenas storlek samt förekomsten av barrskog, myrmark och större sjöar. Utflödena av DOC_T är särskilt höga i Bottniska viken (Hoikkala *et al.*, 2015), vilket där fått konsekvenser för den marina födovävens struktur. Enligt Sandberg *et al.* (2004) är den bakteriella aktiviteten större än växtplanktonproduktionen i Bottenviken (31 respektive 24 mmol C per dm² och år). I Bottniska viken befanns enligt samma studie motsvarande värden vara 68 respektive 91 mmol C dm⁻² yr⁻¹, och i Eggen i Östersjön uppskattades den genomsnittliga växtproduktionen uppgå till 138 mmol C dm⁻² yr⁻¹ när tillförseln av kväve och fosfor var som störst under 1980-talet (Elmgren, 1984).

I USA har liknande gradienter noterats när den hetero- och mixotrofiska produktionen jämförts med den autotrofa växtplanktonproduktionen i kustområden med olika stor belastning av terrestert kol (Herrmann *et al.*, 2015). Enligt den ovan citerade artikeln av Wikner och Andersson (2012) skedde faktiskt en minskning av växtplanktonproduktionen under en period då ökad avrinning ökade utflödet till Bottniska Viken av såväl terrestert kol som kväve och fosfor. Detta ganska uppseendeväckande resultat bekräftades i en experimentell studie som redovisas i samma artikel. Det finns alltså skäl att tro att det ökade utflödet av terrestert organiskt kol som beskrivits i föregående kapitel skulle kunna medföra att födoväven i Hanöbukten och andra delar av Östersjön i ökande grad kan komma att präglas av små, mixotrofa och heterotrofa plankton (bakterier och andra mikroplankton som vissa dinoflagellater), istället för växtplankton som exempelvis kiselalger (Wikner & Andersson, 2012; Hoikkala *et al.*, 2015). En gradient mot en allt större dominans av heterotrofa plankton och minskande andel växtplankton har också noterats från södra Östersjön till Bottniska viken i norr (Paczkowska *et al.*, 2017). Denna förskjutning kan också förväntas ske i högre grad i kustnära områden, där TOC kommer ut via flodvattnet, än i utsjön (Zweifel *et al.*, 1995; Frasnier *et al.*, 2016).

Om födoväven i ökande grad baseras på bakteriell produktion, så måste bakterierna i sin tur konsumeras av andra organismer för att energin och näringen ska bli tillgänglig för de djurplankton som vanligen lever av växtplankton. En sådan förlängning av näringskedjan innebär att överföringen av energi och näringsämnen till högre trofnivåer blir mindre effektiv. Lik-

nande effekter kan eventuellt också uppstå då växtplanktonsamhället domineras av cyanobakterier, eftersom överföringen av energin bli låg även i det fallet (Dahlgren *et al.*, 2010). När nu uttransporten av terrestert kol ökat kraftigt under några decennier, så innebär detta rimligen även en ökad risk för olika former av obalanser i näringsväven. Nedbrytning av ökade mängder organiskt material kan även leda till ökad syreförbrukning i Östersjöns djupvatten (Brothers *et al.*, 2014).

Baskunskap om växtplankton och dess roll för näringsväven

Växtplankton (kallas även fytoplankton) utgör grunden i havets näringsväv (se vidare Underlagsrapport 1: Karlson & Wesslander, 2017). De börjar växa tidigt på våren när det finns tillräckligt med ljus och gott om näring såsom kväve och fosfor. Under vintern blandas näringsämnen upp från djupvattnet och när vårsolen blir tillräckligt stark startar vårblomningen som oftast domineras av kiselalger men ibland av dinoflagellater eller andra flagellater. Det krävs också att vattenmassan är skiktad så att växtplankton inte blandas ner i djupare lager där det är för mörkt för fotosyntes. Vattenmassan är oftast skiktad i haven runt Sverige på grund av att sötvatten från floder blandas med saltvatten till ett utsötat ytskikt som ligger som ett lättare lager ovanpå det saltare djupvattnet. Även uppvärmning av ytvattnet bidrar till skiktningen.

Växtplanktonbiomassan är hög under vårblomningen innan djurplankton (kallas även zooplankton) börjar beta på växtplanktonen. Eftersom djurplankton inte hinner med att äta upp alla algerna sjunker en stor del istället till botten. Djurplankton och detritusätande bottendjur, vars föda består delvis av sedimenterade växtplanktonrester, utgör en länk till fiskar och andra djur i näringsväven. Därmed ger vårblomningen även en injektion av mat till bottenlevande djur.

Efter vårblomningen är primärproduktionen, d.v.s. växtplanktonens tillväxt, ofta fortsatt hög. En intensiv betning från fler djurplankton gör dock att mängden alger i vattnet (biomassan) hålls på en lägre nivå. Under sommaren är små cyanobakterier (pikoplankton) mycket talrika medan stora cyanobakterier kan bilda ytansamlingar.

Det finns sannolikt fler än 10 000 olika arter av växtplankton i haven runt Sverige. Många olika typer bidrar till primärproduktionen under vår sommar och höst, till exempel kiselalger, dinoflagellater, cyanobakterier och olika typer av flagellater.

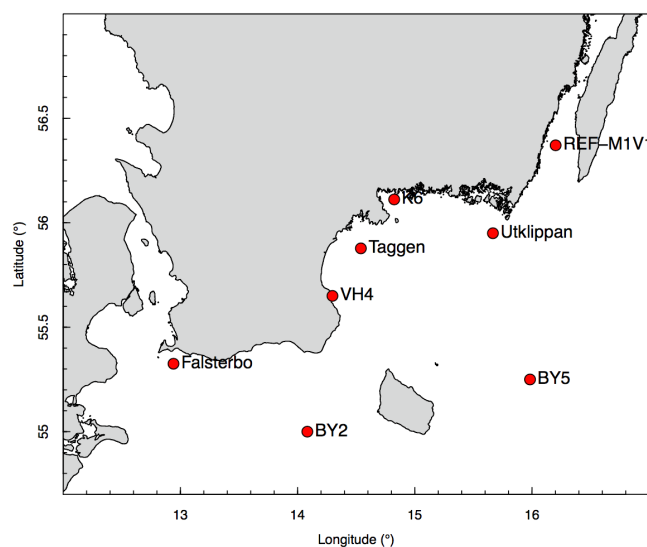
De goda algblomningarna pågår mer eller mindre kontinuerligt fram till hösten. Då sker återigen en omblandning av vattenmassan och närsalter förs upp till ytvattnet. En andra kiselalgsblomning kan starta innan höstmörkret begränsar tillväxten. En del växtplankton är emellertid skadliga. I Hanöbukten är det framförallt blomningar av cyanobakterier, t.ex. den giftproducerande arten *Nodularia spumigena*, som är skadliga. I andra havsområden som i Västerhavet är de skadliga blomningarna orsakade av dinoflagellater.

3.2 FÖRÄNDRINGAR AV EUTROFIERINGSGRAD OCH PLANKTONSAMMANSÄTTNING I TID OCH RUM

Halter av näringsämnen och klorofyll a i Hanöbukten

Förekomsten av näringsämnen och växtplankton (mätt som klorofyll a) övervakas på flera stationer i Hanöbukten och dess närhet (se figur 3.2). Under de senaste 25 åren har förändringarna i halter av växtnäringsämnen varit relativt små. Såväl löst oorganiskt kväve (Dissolved Inorganic Nitrogen – DIN) och totalkväve (Total Nitrogen – TN) har dock minskat något både i kustvattnen och i utsjön (figurer visas i Underlagsrapport 1: Karlson & Wesslander, 2017). Vid kusten är det främst under vintern som kvävehalterna har minskat, medan det i utsjön gäller för såväl vinter som vår.

Fosforhalterna i utsjön har förändrats på ett annat sätt än kvävehalterna. Där har både löst oorganiskt fosfat (Dissolved Inorganic Phosphate – DIP) och totalfosfor (Total Phosphorus – TP) ökat under hela året. I kustvattnet finns en signifikant ökning av TP men endast på årsbasis och inte för enskilda säsonger. Den oorganiska N/P-kvoten har minskat i både kust och utsjö.



Figur 3.2. Kartan visar utsjöstationer och vissa andra provtagningsstationer som diskuteras i texten om växtplanktonövervakning (se vidare Underlagsrapport 1: Karlson & Wesslander, 2017).

Eftersom kiselalgsblomningar har kort utsträckning i tiden kan det dock vara bättre att följa kiselhalten i havsvattnet snarare än mäta mängden kiselalger i havet. Detta beror på att kiselalgerna kraftigt reducerar förrådet av kisel i samband med blomningar och att detta är en effekt som är lättare att upptäcka än själva blomningen. I det sammanhanget kan det vara av intresse att notera att halterna av kisel har ökat både i kustvattnen och i utsjön. I utsjön är dock ökningen signifikant endast på årsbasis. De ökande nivåerna av kisel kan bero på minskad kiselalgsblomning (Klais *et al.*, 2011; Wasmund *et al.*, 2011; Sydkustens VF, 2016), det vill säga ett minskat upptag av kisel av denna växtplanktongrupp.

I likhet med växtnäringsämnen, ligger halterna av klorofyll a för de flesta stationer på stabila nivåer. För vissa kustnära stationer i Blekinge skärgård finns en negativ trend i den redovisade klorofyllhalten, som till viss del kan förklaras av lägre detektionsgräns under den senare delen av tidsserien (se figurer och tabell 2 i Underlagsrapport 1: Karlson & Wesslander, 2017). Det förbättrade siktdjupet vid kuststationer i Hanöbukten (se kap. 2) kan ses som en effekt av minskad växtplanktonproduktion.

Planktonsammansättning i kustvatten och utsjö i Östersjön

Sedan 1980-talet har produktionen av kiselalger varit avtagande i Östersjön, framförallt genom att vårblomningar har blivit mindre vanligt förekommande (Wasmund *et al.*, 2011). Denna enskilda förändring har sannolikt stor inverkan på Östersjöns ekosystem, då kiselalgsproduktionens storlek är en viktig del av den totala produktionen av växtplanktonproduktion. Samtidigt har blomningar med dinoflagellater ökat, även om relationen mellan kiselalger och dinoflagellater kan variera i både tid och rum (Klais *et al.*, 2011). Ett sådant skifte i planktonsammansättning från kiselalger till mindre alger som dinoflagellater, har även observerats från Västra Östersjön, Öresund och Kattegatt (Henriksen, 2009).

Mätningar av planktonsammansättning i kustvatten och utsjö i södra Östersjön

Planktonundersökningar vid Skånes syd- och ostkust visar att vårblomningarna av kiselalger har minskat i omfattning sedan 1999, medan övriga planktongrupper ligger på tämligen stabila biomassanivåer under samma tid (Toxicon, 2013, Sydkustens VVF, 2016; Fig. 3.3). Man kan speciellt notera att kiselalgsblomningar under senaste fyra åren har varit mycket svaga längs Skånes sydkust och vid stationer vid Bornholm, samtidigt som övriga plankton har förekommit på ungefär samma nivåer som tidigare (Fig. 3.3). Det bör dock påpekas att enligt Wasmund *et al.* (2011, 2013) alternerar kiselalger och dinoflagellater med att dominera vårblomningar i centrala och västra Östersjön. Blomningar av cyanobakterier och kiselalger under sommaren har varit måttliga under samma tidsperiod (Fig. 3.4).

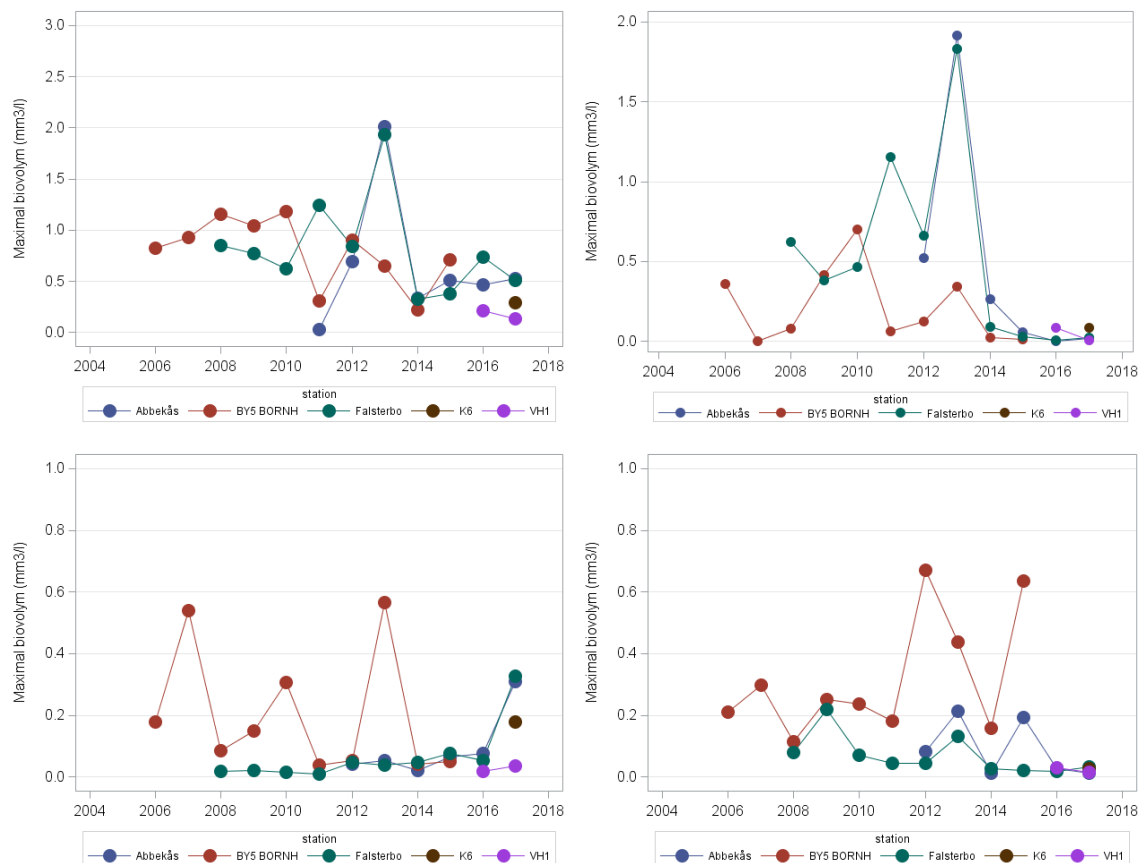


Fig. 3.3. Största observerad biovolym av kiselalger, dinoflagellater respektive ciliater under våren (mars-maj) samt största total biovolym av plankton under samma period. Data från Toxicon (stationerna Falsterbo, Abbekås, VH1 och K6) och SMHI (station BY5 Bornholmsdjupet).

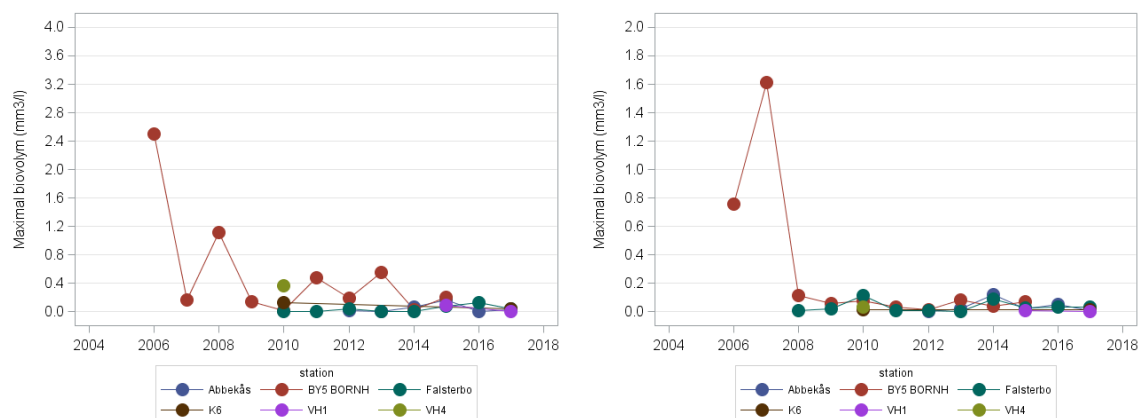


Fig. 3.4. Största observerad biovolym av cyanobakterier och kiselalger under sommaren (juni-augusti). Data från Toxicon (stationerna Falsterbo, Abbekås, VH1 och K6) och SMHI (station BY5 Bornholmsdjupet).

3.3 ORSAKER TILL FÖRÄNDRINGAR

Utflöden av terrestert kol påverkar näringskedjan episodiskt

I Östersjön kan skiften från autotrofa till mer heterotrofa förhållanden ske under vissa omständigheter, då kolföreningar från landväxter i form av DOC_T blir en viktig energi- och näringskälla i ekosystemet (Frasner *et al.*, 2016; Båmstedt & Wikner, 2016). Experimentella studier av koltillförseln styrker antagandet om att denna tillförsel kan leda till fundamentala förändringar av ekosystemets funktion och struktur (Wikner & Andersson, 2012). Hypotesen att planktonsammansättningens förändring beror på ökad tillförsel av terrestert kol, styrks av det faktum att det går att finna en gradient i planktonsammansättning mot en allt större dominans av heterotrofa plankton och minskande andel växtplankton från södra Östersjön till Bottniska viken i norr och att denna gradient sammanfaller med en ökande DOC-halt (Paczkowska *et al.*, 2017).

I havet kommer sedan bakterier och konsumenter av dessa att utgöra en länk mellan DOC och den övriga näringskedjan genom att små mixo- och heterotrofa plankton kan konsumera bakterier och andra planktonorganismer (Jeong *et al.*, 2010). Näringskedjan skulle därigenom förlängas och baseras på mindre planktonorganismer än tidigare (Wikner & Andersson, 2012). De högre fosforhalterna har hitintills inte lett till en ökad produktion av cyanobakterier, vilket också kan ha försämrat energiöverföringen till högre trofinivåer.

3.4 EFFEKTER

När en allt större andel av näringsämnen och energin inte kommer från växtplankton utan ifrån heterotrofa bakterier, betyder det även förändringar i produktion och relativ förekomst av näringsämnen i näringskedjan som essentiella fettsyror, aminosyror, steroler, vitaminer etc. (Sylvander *et al.*, 2013). På så sätt kan komplexa molekyllära föreningar komma att bli begränsande för tillväxten istället för mer ”traditionella” växtnäringsämnen som fosfater, kväveföreningar och silikater (ex. Phillips, 1984; Martin-Creuzberg *et al.*, 2011; Freese & Martin-Creuzberg, 2012).

En högre andel heterotrofa bakterier försämrar även födans kvalitet för djurplankton och bottenlevande djur. Variationer i förhållandet mellan heterotrofa bakterier och växtplankton i dieten för t.ex. kräftdjuret *Daphnia* påverkar både tillväxt och reproduktion. Den bottenlevande kräftdjuret vitmärlan (*Monoporeia affinis*) är en dominerande art på många bottnar i Östersjön och utgör viktig föda för många fiskarter. Den lever framförallt på sedimenterade växtalger men även av detritus. På senare tid har biomassan av vitmärla minskat på många håll i Östersjön, vilket också har förklarats med den försämrade födokvalité som förorsakas av den ökande andelen terrestert kol i Östersjöns födoväv (Wiklund *et al.*, 2008). Eftersom vitmärla är känslig för inomartskonkurrens om födan, är födokvalité en väsentlig aspekt av vitmärlans populationsdynamik (Wenngren & Ólafsson, 2002). Det ska dock påpekas att även den snabba populationsökningen av de invasiva och detritusätande havsborstmaskarna *Marenzelleria* sp. kan ha bidragit till den konstaterade tillbakagången av vitmärla i Hanöbukten (Neideman *et al.*, 2003; Blekingekustens och Hanöbuktens VVF, 2016).

Den högre andelen bakterier i näringskedjans bas kan även ha andra negativa effekter, t.ex. kan bakterierna vara toxiska eller utsöndra giftiga ämnen för filtrerande djurplankton (Matz & Kjelleberg, 2005; Matz *et al.*, 2008; Deines *et al.*, 2009). Konsumtion av vissa former av

Pseudomonas sp. kan vid hög andel i dieten (>20 % av födans kol) vara dödligt för djuren. Denna aspekt av den förändrade planktonsammansättningen kan även ha kopplingar till de noterade fysiologiska anomalier hos fisk och bottenfauna (se kapitel 4).

Ökad andel heterotrofa plankton i havet kan också påverka eutrofieringen. Ett förändrat förhållande i kvoterna mellan C:N:P, det vill säga om proportionerna förändras i riktning mot mer kol genom utsläpp av DOC, tycks kunna minska eutrofieringseffekter av näringsämnen som N och P (Andersson *et al.*, 2013). När växtplankton ersätts av bakteriell produktion förbrukas stora mängder N och P, vilket således verkar hämmande på växtplanktonproduktionen.

3.5 SYSTEMBILD AV FÖRÄNDRAD VÄXTPLANKTONSAMMANSÄTTNING

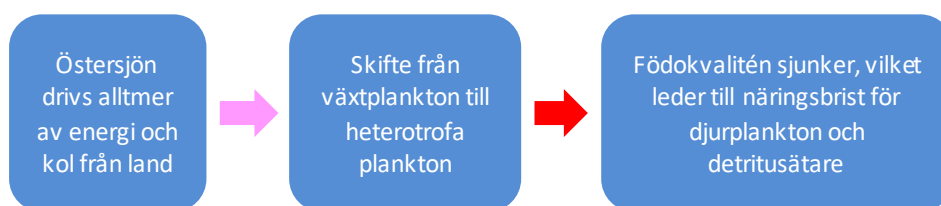


Fig. 3.5. Systembild av drivkrafter bakom en förändrad planktonsammansättning och dess effekter. Röda pilar är starkare belagda än den rosa.

3.6 SLUTSATSER

- De för havets näringskedja så viktiga kiselalgsblomningarna tenderar att avta, men det är för tidigt att dra slutsatsen att dessa blomningar har minskat generellt.
- Heterotrofa plankton tenderar att dominera i vattenområden med hög DOC-halt.
- Förändring av förhållandet mellan växtplankton- och bakterieproduktion skulle kunna leda till brist på essentiella näringsämnen.

4 OHÄLSA OCH REPRODUKTIONSSTÖRNINGAR HOS BOTTENFAUNA, FISK OCH SJÖFÅGEL

4.1 PROBLEMUPPFATTNING

Episoder med ohälsa och reproduktionsskador hos en rad organismgrupper som bottenfauna och fisk, särskador på fisk, döda eller sjuka sjöfågelungar finns rapporterade från Hanöbukten. Miljöproblemen i Hanöbukten kan således inte avfärdas som oväsentliga och liknande fenomen har även observerats i andra delar av Östersjön. Vi strävar först och främst att undersöka och diskutera omfattning och orsaker till observerade problem med ohälsa och reproduktionsskador hos olika organismgrupper.

4.2 UTBREDNING I TID OCH RUM

Reproduktionsstörningar hos vitmärla

Vitmärla är ett kräftdjur som lever av detritus och algrester som sedimenterar på havsbotten. Vitmärla ingår i den nationella miljöövervakningen för att ge ett integrerat mått på störningar av miljön med särskild vikt lagd vid reproduktionsskador.

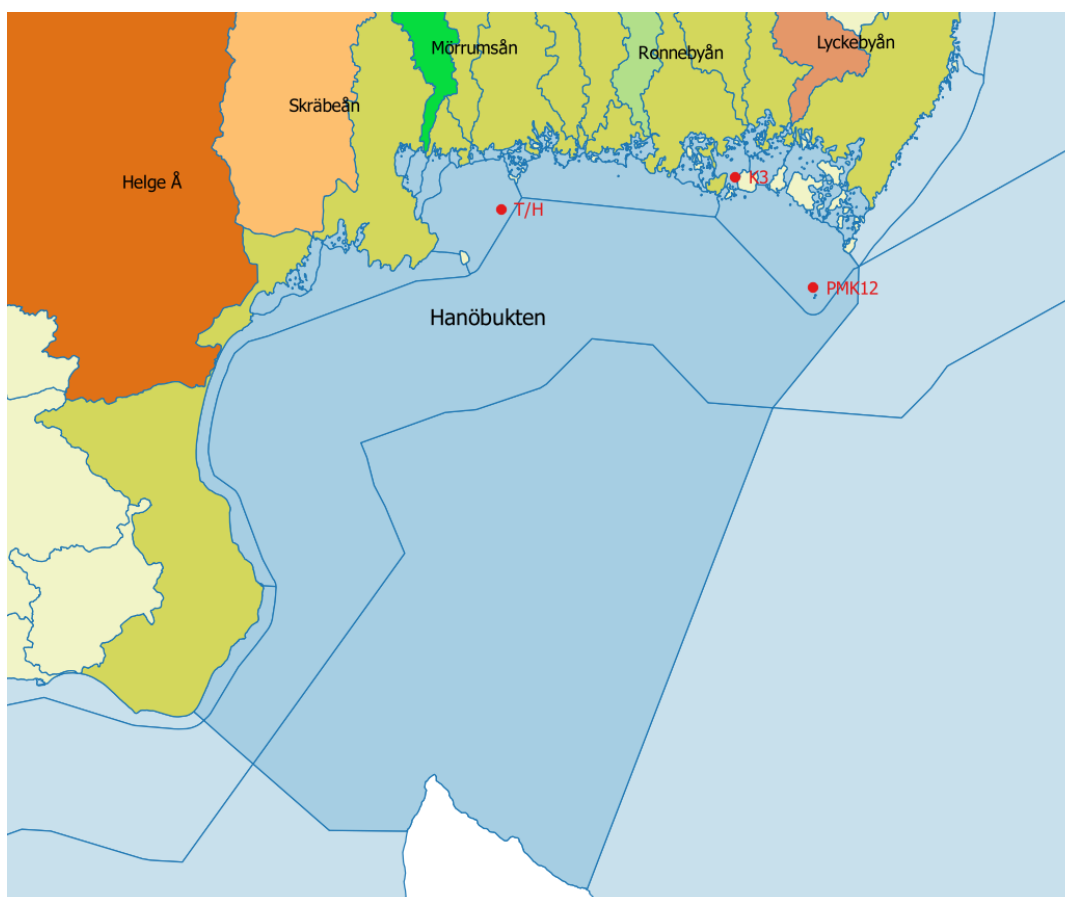


Fig. 4.1. Provtagningsstationer för vitmärla i Hanöbukten (Från Ek & Sundelin, 2017).

Baserat på det nationella miljöövervakningsprogrammet rapporterades 2012 förhållandevis kraftiga reproduktionsskador, vilket bland annat yttrade sig som missbildade embryon hos vitmärla. Förnyade och utökade undersökningar 2016 visade på än mer omfattande skador (Ek & Sundelin, 2017). Andelen honor med skadade embryon (missbildade, membranskadade samt outvecklade, avstannad i utveckling) var 100 % på station TH (Fig. 4.1).

Det sammanlagda bakgrundsvärdet för dessa typer av störningar i Östersjön ligger normalt runt 20 %. Frekvensen missbildade och membranskadade embryon var 11 % i Hanöbukten, vilket skall jämföras med bakgrundsvärdet på 2,6 % i övriga Östersjön. Frekvensen embryon med avstannad utveckling ligger på 8 % medan bakgrundsvärdet i Östersjön ligger på 1,2 %. Alla gjorda jämförelser visar på signifikanta skillnader ($p < 0,01$).

Orsakerna till de omfattande reproduktionsstörningarna är inte klarlagda. Ek & Sundelin (2017) föreslår att de kan vara orsakade av ett miljögift, men sedimentprov från området kunde inte påvisa någon av samband med något av de miljögifter som ingick i undersökningen. Screening av den organiska fraktionen i sedimentprov från området gav heller ingen indikation om någon annan substansgrupp som skulle kunna ha bidragit till störningarna.

Ohälsa hos fisk

Hälsotillståndet hos skrubbskädda undersöktes mellan 2015 och 2017 med fokus på Västra Hanöbukten (Underlagsrapport 2: Förlin, 2017). I Hanöbukten utfördes undersökningarna på skrubbskäddor som infångats vid två olika lokaler, en lokal nära Vitemölla (2015) och en annan lokal nära Yngsjö i Hanöbukten (2016–2017). Det är viktigt att notera att dessa lokaler inte ligger nära något känt lokalt utsläpp utan är valda för att kunna representera en generell påverkan/situation i Hanöbukten. Första året användes Kvädöfjärden (i Östergötlands skärgård) som referens och 2016 och 2017 användes Torhamn i östra Blekinge som referens.

Resultat från 2015 års undersökningar visade på klara (signifikanta) fysiologiska skillnader hos de provtagna fiskarna från Västra Hanöbukten i jämförelse med referensområdet Kvädöfjärden:

- a) hämmad utveckling av könsorganen med små gonader och lägre halt av vitellogenin i blodet hos honor,
- b) förstorad lever hos båda könen,
- c) hög EROD-aktivitet, fler lymfocyter och färre granulocyter vilket antyder en påverkan på immunförsvaret,
- d) förhöjningar av klorid, natrium och kalcium i blodet vilket kan vara tecken på problem med jonregleringen,
- e) aktiverat oxidantförsvaret.

Dessa resultat tolkades därför som en tydlig påverkan av något eller några toxiska ämnen på skrubba i västra Hanöbukten (Underlagsrapport 2: Förlin, 2017). De efterföljande årens undersökningar har däremot i motsats till 2015 års studier inte kunnat påvisa samma symptom på försämrade fiskhälsan. Tillståndet för fisken har varit ungefär densamma vid Västra Hanöbukten som vid Torhamn i östra delen av Hanöbukten. Det starkt försämrade hälsotillståndet 2015 i västra Hanöbukten kan eventuellt ses som ett episodiskt fenomen.

Det har anförts att de skillnader i reproduktiv investering som under första året 2015 noterades mellan skrubbor från Hanöbukten och Kvädöfjärden, skulle kunna bero på förekomsten av två olika lektyper (kustlekande och utsjölekande). Enligt denna uppfattning är dessa två varianter av skrubbskädda sannolikt två arter som fördelar sig på olika sätt i skilda delar av Östersjön och som även skiljer sig åt genetiskt (Momigliano *et al.*, 2017). Frågan ställdes därför huruvida noterade skillnader i t.ex. gonadstorlek mellan Västra Hanöbukten och Kvädöfjärden till någon del skulle kunna förklaras av genetiska skillnader. Men även om de fysiologiska resultaten endast jämförs för den ena av de två typerna (dvs. den utsjölekande) visar sig flertalet parametrar på tydliga fysiologiska skillnaderna mellan skrubborna från Västra Hanöbukten och Kvädöfjärden.

Övervakning av fiskbestånd hälsotillstånd

Inom den marina kustfiskövervakningen följs sedan 1988 hälsotillståndet hos fisk i opåverkade referensområden. Fiskhälsoundersökningarna görs med väl beprövade biokemiska, fysiologiska och histologiska mätvariabler, s.k. kallade biomarkörer. Dessa hälsoundersökningarna syftar till att påvisa och följa negativa och/eller positiva förändringar av miljötillståndet i våra kustområden (Sandström *et al.*, 2005; Hansson *et al.*, 2006; Larsson *et al.*, 2007). Årliga provtagningar görs på abborre vid Holmöarna i Bottniska viken och i Forsmark i Bottenhavet, på abborre och tånglake vid Kvädöfjärden (Östergötlands skärgård) i Egentliga Östersjön, på abborre vid Östra Hanöbukten, dvs. Gåsefjärden/Torhamn i Blekinges skärgård, och på tånglake i skärgården utanför Fjällbacka.

Valen av referensområden är gjorda utifrån en strävan att dessa ska vara opåverkade av lokala utsläpp och annan mänsklig aktivitet som möjligt. Den integrerade kustfiskövervakningen i Kvädöfjärden startade redan 1998 och har sedan dess resulterat i ett mycket omfattande och unikt datamaterial i form av långa tidsserier för ett 50-tal biologiska och kemiska mätvariabler som belyser förändringar i kustfiskens status från cellnivå till populations- och samhällsnivå samt hur miljögiftsbelastningen har förändrats i området.

Sårskador hos fisk

Det har förekommit observationer av fisk med sårskador, vilket har väckt stor uppmärksamhet. Fiskarna kunde klassas in efter fyra olika sårtyper: Skrubba har sår på opigmenterad sida. Torsk har tre typer av sår: bitskador som troligen kommer från säl, runda djupa hål respektive generell inflammation. Bitskador från nejonöga har föreslagits vara en viktig orsak till de skador som hitintills har saknat en nöjaktig förklaring, men detta tillbakavisas av SVA. De flesta sårskador hos torsk kan med andra ord inte kopplas till en viss orsak. Orsakerna är troligen multifaktoriella men hitintills har inte SVA kunnat fastställa orsaken för merparten av observerade sårskadorna (SVA, 2016). En jämförelse av omfattning och typer av sårskador för skrubba och torsk från fyra olika zoner/ områden i Hanöbukten (se Figur 4.2.) visar dock att dessa inte avviker från vad som uppmätts under samma år från andra Östersjöländer.



Fig. 4.2. Kartan visar den zonindelning som SVA använde vid undersökning av sårskador på fisk i Hanöbukten (SVA, 2016).

I en annan studie av förekomsten av skrubba med sårskador visar på en något förhöjd prevalens i Västra Hanöbukten jämfört med andra undersökta delar av Östersjön (Underlagsrapport 4: Olsson, 2018).

Reproduktionsstörningar hos fisk i Blekinge skärgård

Lax är viktig i Blekinge inte minst på grund av fritidsfisket. Yngeldöd hos lax har observerats i Mörrumsån (se Mörrumsåns läge i Fig. 2.1.) sedan flera årtionden tillbaka (Amcoff *et al.*, 1999 med referenser; Underlagsrapport 3: Hansson & Balk, 2017). Fenomenet benämns ofta som M74-förekomst, vilket beror på att massyngeldöd upptäcktes 1974 och då relaterades till en okänd Miljöpåverkan. Sedan 2014 är laxen och öringens hälsotillstånd i Mörrumsån dåligt (Mörrums Kronolaxfiske, PM 2016-11-02; SVA, 2017). Den uppstigande laxen är i så dåligt skick när den kommer in från havet och en stor del hinner dö av svampangrepp innan leken. Orsaken till svampangreppen analyseras för närvarande dels med avseende på tiaminbrist (Stockholms universitet), dels ur epidemiologisk synvinkel, dvs. om svampangreppen i sig är den primära sjukdomsorsaken (SVA).

Gäddfisket är omfattande och viktigt i Blekinge och dess länsstyrelse följer utvecklingen noga. Mätning av gäddrekryteringen har visat a) att den är god på flertalet platser; b) att det finns episoder av dålig rekrytering i bl.a. Sölvesborgsområdet; c) att mellanårsvariationen är stor, vilket gör det svårt att härleda minskande rekrytering den till någon specifik mänsklig påverkan (preliminär sammanställning av länsstyrelsen i Blekinge, 2017-06-16).

Reproduktionsstörning hos ejder

Musselätande dykänder i Östersjön som alfågel (*Clangula hyemalis*) och ejder (*Somateria mollissima*) visar till skillnad från många andra sjöfågelarter (Nilsson & Haas 2016) på klara

populationsminskningar (Skov *et al.*, 2011, Ekroos *et al.*, 2012). Fleråriga undersökningar vid Sölvesborg i västra Blekinge har visat att ejderådor har ett för litet intag av tiamin för att ungar (ällingarna) ska klara sin uppväxt (Mörner *et al.*, 2017).

Vid Utklippan i den östligaste delen av blekingekusten (dvs. nära Torhamn som återkommer som referensområde i fiskhälsoundersökningarna) har studier av ejderns häckningsfrekvens och äggläggning pågått sedan 1985 (Länsstyrelsen i Blekinge län, 2015). Studierna visar att antalet häckande fåglar ökade fram till sekelskiftet för att sedan dess ligga relativt stabilt. Antal lagda ägg har däremot en negativ trend sedan 1980-talet.

Överlevnad hos ällingarna vid Utklippan strax efter kläckning skattades vid ett tillfälle i maj 2012. Teoretiskt skulle det årets 189 kullar med i genomsnitt 4,08 ägg per bo ha gett 772 ungar. Runt Utklippan kunde 214 ungar räknas in vilket ger en överlevnadsgrad på 28 %. Denna skattning är högre än den vid Sölvesborg 2015, men måste ändå anses vara mycket låg. Som jämförelse kan nämnas att ungfågelandelen för övervintrande ejder vid den danska västkusten (dvs. flera månader efter kläckning och efter den mest riskabla delen av uppväxtperioden) låg på över 50 % i början av 1980-talet för att minska till endast 25 % 2009.

Sammanfattningsvis förekommer episodiska utbrott av kraftig ohälsa hos såväl bottenfauna, fisk som sjöfågel i hela Hanöbukten.

4.3 ORSAKER TILL OHÄLSA OCH REPRODUKTIONSTÖRNINGAR

Ett antal möjliga orsaker har diskuterats och även analyserats under åren. Vi redovisar här några av de mer underbyggda förslagen och redovisar våra slutsatser.

Miljögifter

Inget av de fenomen som iakttagits och refererats till här ovan kan vare sig i tidigare eller senare studier sättas i samband med något eller några specifika miljögifter (HaV, 2013). Trots detta påstås ofta gifter eller cocktailblandningar av dessa, ligga bakom olika sjukdomssyndrom. Men detta påstående behöver vägas mot minskande eller utplanande halter för många miljöstörande ämnen i östersjöbiota (Bignert, 2017).

Tvärtom, problemens episodiska karaktär tyder på att det inte rör sig om traditionella miljögifter som tungmetaller eller kända organiska föreningar med toxiska effekter. Miljögifter är dock ett multifaktoriellt område där den störande karaktären hos t.ex. PCB:er beror av dess hormonliknande karaktär. Ämnen som verkar på cellulär nivå och även normalt ingår i metabolismen, har stor potential att kunna påverka ekosystemen på olika organisationsnivåer.

Även om utsläppskällan är geografiskt avlägsen så kan effekter uppstå på biota (Underlagsrapport 2: Förlin, 2017). Höga halter av PAH:er har uppmätts i biota i den ”ostörda”, och i förhållande till Göteborg relativt avlägsna Fjällbacka skärgård, vilket har satts i samband med muddring av Göteborgs hamn och oavsiktliga utsläpp av bunkerolja under samma tid som muddringen pågick.

En annan orsak skulle kunna vara giftiga ämnen som produceras naturligt av bland annat fintrådiga röd- och brunalger. De giftiga ämnen som dessa växter producerar är hydroxylerade polybromerade difenyletrar (OH-PBDE:er), metoxylerade PBDE:er, (MeO-PBDE:er) och polybromerade defenyletrar (PBDD:er) (Löfstrand, 2011a). Dessa ämnen antas kunna leda till

t.ex. oxidativ stress, liknande det som noterats i fiskhälsundersökningarna från bland annat Kvädöfjärden och Hanöbukten (Underlagsrapport 2: Förlin, 2017).

Det fintrådiga rödalgssläktet *Ceramium* pekas särskilt ut som en viktig producent av sådana giftiga ämnen. Detta släkte bildar dessutom drivande algmattor på botten längs ostkusten i Egentliga Östersjön (Fig. 4.3). De bromerade ämnen som utsöndras av algerna tas upp av andra organismer som blåmusslor (*Mytilus edulis*) och abborre (*Perca fluviatilis*). De polybromerade ämnena tycks dock inte bio-ackumuleras (anrikas i näringskedjan) och inte heller har man funnit att dessa ämnen skulle lagras i enskilda organismer (Löfstrand *et al.*, 2011b). De polybromerade ämnenas förekomst i biota som blåmusslor varierar däremot kraftigt mellan olika år och visar även stor säsongsvariation (maj-september) – högst under sommaren mitt under den mest intensiva växtperioden, lägst förekomst i maj och september - men någon ökad förekomst i biota över en längre tidsperiod har inte observerats.



Fig. 4.3. Matta av lösdrivande fintrådiga alger som täcker sjögräsområde. Bild från lokalen utanför Fårabäck. Bild: Johan Persson, Aqualund Sporddykarklubb. Bilden är lånad från Svensson (2014).

Rödalgsmattor av släktet *Ceramium*, vilka orsakar problem genom att de driver med strömmar, har uppmärksamats i Hanöbukten, bland annat för att dessa fastnar i fisknät och gör dessa oanvändbara samt sprider dålig lukt när de ruttar på stranden om höstarna (Underlagsrapport 4: Olsson, 2018). Tjocka lager av fintrådiga rödalgsmattor (ca 40–45 cm) har upptäckts vid flera områden i västra Hanöbukten på 4 till 4,5 meters djup vid en inventering 2014 (Fig. 4.2). Vid motsvarande inventering 2004 nämns inget om fintrådiga algmattor, medan de däremot omnämns i sammanfattning för perioden 1990–2007 (Blekingekustens och Hanöbuktens VVF, 2008). Som jämförelse kan nämnas att vid inventeringar 1987–88 upptäcktes

fintrådiga algmattor på grunda områden. Tjockleken av algmattorna uppskattades då till omkring 10 cm (Persson & Göransson 1989), våren 2014 uppgick dessa till 40–45 cm i tjocklek (Svensson, 2014).

Försämrade uppväxthabitat

I västra Hanöbukten finns konstaterat att djuputbredningen av sjögräs och ålgräs har minskat mellan 2004 och 2014 i inventerade områden. Denna förändring kan vara relaterad till förekomsten av de lösdrivande fintrådiga algerna, men det är ej klarlagt. Sjögräs och ålgräsängar är viktiga biotoper för fiskens reproduktion och uppväxt och förutsättningarna var märkbart sämre 2014 än vad de var 10 år tidigare (Svensson, 2014).

Tiamin/ annan näringsbrist hos olika organismgrupper i Hanöbukten

Flera studier visar att tiaminbrist har en väsentlig del i de reproduktionsskador som konstaterats hos ejder i Hanöbukten (Mörner *et al.* 2017, Underlagsrapport 3: Hansson & Balk, 2017). Ällingarna (ejderungarna) visar klara symptom på tiaminbrist såsom stört beteende. Det förändrade beteendet har starkt bidragit till att ällingarna lätt faller offer för vitfågel som gråtrut på grund av bristande flyktbeteende. De flesta nykläckta ällingar dör inom en vecka, och våren 2015 överlevde endast omkring 6 % mer än en vecka. Förhållandet att ällingarna, på samma sätt som hos laxyngel, har kunnat botas med tillsats av tiamin, utgör ett starkt bevis på tiaminets roll för den låga överlevnaden hos ejderungarna (Mörner *et al.*, 2017).

Det är i detta sammanhang intressant att notera att halten av tiamin hos blåmusslor i Hanöbukten ofta är låg (Underlagsrapport 3: Tabell 1). Eftersom blåmusslor är ejderns viktigaste födoobjekt är det sannolikt att tiaminbristen hos ejder har uppstått på grund av för lite tiamin hos blåmusslorna. Den direkta kopplingen har dock inte verifierats i någon studie.

Hanöbukten är inte unik i ifråga om tiaminbrist. Vid Sörmlandskusten har tiaminbrist konstaterats hos ejderådor och ällingar, vilket även sammanfaller med en minskande förekomst av ejder (Balk *et al.*, 2009). Uppgifter om skev könskvot mellan ejderhanar och honor (3:1) i Stockholms skärgård är också i linje med att tiaminbrist uppträder här och var i olika delar av Östersjön. Äggproduktionen hos ejderhonorna gör att dessa har ett större behov av tiamin i jämförelse med hanarna - bristen på tiamin leder till dödlig utgång för såväl ådor som ällingar, vilket skulle kunna förklara den skeva könskvoten (Mörner *et al.*, 2017).

Tiaminbrist kan även vara en orsak till de fysiologiska anomalier som konstaterats hos fisk i Hanöbukten (Underlagsrapport 3: Hansson & Balk, 2017). Att fiskhälsan varierar på ett episodiskt sätt, vilket visas av att t.ex. skrubban i Västra Hanöbukten hade sämre hälsotillstånd 2015, medan hälsotillståndet var bättre 2016–2017, stämmer överens med hur tiaminbrist tycks kunna uppträda (Kraft & Angert, 2017). Även symptomen kan anses ligga i linje med tiaminbrist (se kapitel 3). Störd saltbalans, bristande immunologiskt skydd, minskad gonadutveckling är exempel på symptom som kan vara orsakade av tiaminbrist.

Även torskens tillväxtminskning skulle i vissa fall kunna vara exempel på tiaminbrist (Underlagsrapport 3: Hansson & Balk, 2017). Tiaminbrist kan leda till extremt låg konditionsfaktor (dvs relationen mellan kroppsvikt och längd). Det förekommer en stor mängd så kallade slipstorskar (dvs. mycket magra) bland annat i Hanöbuktsområdet.

Just den episodiska karaktären i förekomsten av dessa sjukdomstillstånd hos viltlevande fisk har en likhet med den konstaterade tiaminbristen hos blåmussla och ejder i Hanöbukten. Förekomsten av den så kallade M74 hos odlad lax (dvs. andelen honor vars avkomma dör efter kläckning) ligger idag på omkring 30 % i Mörrumsån mot 80–90 % under 1990-talet, när prevalensen för detta sjukdomstillstånd var som högst. Att tiamin ligger bakom M74 kan sägas vara klarlagt då dels laxynglen kan botas med tiamintillsats, dels finns en rimlig förklaring av hur tiaminbristen uppstår (Keinänen *et al.*, 2012). Bristen på tiamin i östersjölax har visat sig ha ett samband med förekomst av tiaminaser (dvs. tiaminnedbrytande enzymer) hos laxens viktigaste föda, skarpsillen (*Sprattus sprattus*). Enzymaktiviteten härrör från mikrobiell aktivitet i skarpsillens magtarmkanal, vilket inte ger skarpsillen några motsvarande problem.

B-vitaminbrist kan ha olika orsaker

I aktuell forskning har biologiskt aktiva ämnen som hormoner och vitaminer ökat i fokus. B-vitaminer som tiamin är oavvisligt essentiella för alla organismer. Men det saknas fortfarande förklaringar hur tiaminbrist uppstår (Balk *et al.*, 2016).

Vitaminer produceras av gröna växter och i viss mån även av bakterier, vilka på så sätt förser hela näringskedjan med essentiella näringsämnen. I Östersjön är det normalt växtplankton som står för denna produktion. Tiaminproduktionen kan också hämmas om växtplankton utsätts för abiotisk stress, dvs. variationer i salthalt och temperatur (Sylvander *et al.*, 2013). Sylvander *et al.* fann också en negativ korrelation mellan tiaminproduktion och algernas tillväxthastighet.

B-vitamin auxotrofi (organismen saknar förmåga att själv producera tiamin) är vanligt förekommande bland såväl bakterier som hos vissa växtplanktonarter. Eftersom de vattenlösliga B-vitaminerna ofta kan vara tillväxtbegränsande för vattenlevande organismer på populationsnivå, tycks olika strategier bland växt- och heterotrofa plankton ha utvecklats. Konkurrens om B-vitaminer som tiamin har föreslagits kunna strukturera ekosystemet på minst två olika sätt (Kraft & Angert, 2017):

- a) B-vitamin, däribland tiamin, kan naturligt förekomma i låga halter i marina miljöer och på så sätt hämma populationstillväxt av olika djurgrupper,
- b) Heterotrofa plankton har också utvecklat andra strategier för att producera, tillägna sig och reducera B-vitaminhalter i olika miljöer, bland annat genom att utsöndra enzymer som spjälkar t.ex. tiamin i två huvudkomponenter, vilka sedan tas upp och återsyntetiseras av organismen som utsöndrar enzym. Förmågan att dels förhindra andra organismer att utnyttja tillgängligt tiamin, dels ta upp tiamin eller dess två huvudbeståndsdelar från omgivande vatten kan därmed bli en viktig konkurrensfaktor.

Utsläpp av vitaminer kan leda till vitaminbrist

Människans påverkan genom utsläpp av tiamin på tiaminförekomsten i havsområden är något som också intresserar tiaminforskningen idag. Tiamin tillsätts i allt högre grad i föda åt människor och husdjur sedan möjligheten att syntetiskt framställa tiamin utvecklades på 1930-talet. Tiaminkällor till havet skulle kunna vara reningsverk och djurstallar, då överintag av tiamin inte kan sparas i kroppar utan utsöndras via urinen (Tasevska *et al.*, 2008). Befolkningstillväxt, högre konsumtion av kött och mer varierad och näringsrik mat (Kearney, 2010) leder till ökande utsläpp och tiaminkoncentrationer blir allt högre i kustvatten.

Eutrofiering spelar ofta en central roll för förekomst av skadliga algbloomingar (Harmful Algal Blooms, HAB) (Sañudo-Wilhelmy *et al.*, 2012). Men det är inte endast en ökad mängd av växtnäringssämnen som kväve och fosfor som avgör om en algblooming resulterar i produktion av giftiga ämnen. Det har visat sig att de flesta HAB-arter är auxotrofa för B-vitaminer. Tillsats av B-vitaminer gynnar skadliga dinoflagellater: en undersökning av B-vitaminbehov hos 27 HAB-arter (varav 19 dinoflagellater) visade att 20 av dessa krävde tillskott av tiamin.

Vidare, HAB-arters upptag av B-vitaminer är betydligt högre än de upptag andra växtplankton har och är dessutom i nivå med uppmätta vitaminkoncentrationer i estuarier i t.ex. USA. Uppmätta kvoter mellan växtceller och omgivande vatten visar att i vissa fall kan vitaminbehovet vid algbloomingar uttömma vitaminförrådet på några timmar/ dagar. Dessa observationer skulle således tyda på att B-vitaminer har en potentiellt viktig ekologisk roll för förekomsten och regleringen av HAB. När det i produktiva kustvatten förekommer HAB med stora vitaminbehov, skulle detta kunna leda till allmän vitaminbrist även om dessa bristtillstånd paradoxalt nog har föregåtts av relativt höga halter av B-vitaminer i havsvattnet (Panzeca *et al.*, 2009).

Tiaminbrist i sammanfattning

Tiaminbrist skulle kunna orsakas av förändrad planktonsammansättning på grund av ökande andel terrestert kol i näringskedjan (t.ex. Andersson *et al.*, 2013) eller om växtplankton utsätts för abiotisk stress, alternativt tillväxer snabbt (Sylvander *et al.*, 2013). En annan delförklaring kan vara att utsläpp av vattenlösliga B-vitaminer ger upphov till bakteriell konkurrens, vilket i sin tur leder till episodiskt förekommande vitaminbrist (jämför Kraft & Angert, 2017). Förekomst av bakterier som utsöndrar tiaminaser i skarpsillens mag-tarmkanal ger ytterligare exempel på hur tiaminbrist uppstår i en annan organism som lax (Keinänen *et al.*, 2012).

4.4 EFFEKTER

De observerade effekterna på fiskhälsa samt reproduktionsskadorna på så vitt skilda organismgrupper som kräftdjur, mollusker, fisk och fågel inom ett så begränsat område som Hanöbukstens kustområden, visar att problemen inte är av trivial natur. Bestånden av lax och ejder tycks redan lida av förhöjd dödlighet på grund av omfattningen av bristsymptomen (Balk *et al.*, 2017). Det finns sammantaget skäl att befara att andra organismgrupper som bottenfauna har sänkt produktivitet på grund av näringsbrist samt är i sådant näringsmässigt skick att de inte längre utgör fullgod föda åt andra djur.

Skadorna verkar dessutom öka i omfattning i Hanöbukten (Mörrums Kronolaxfiske, PM 2016-11-02, Balk *et al.*, 2016; Ek & Sundelin, 2017; Mörner *et al.*, 2017). Hela områdets biologiska mångfald kan därmed komma att påverkas. Liknande negativa effekter av tiaminbrist är också kända från andra delar av Östersjön (Balk *et al.*, 2016). Exempelvis har ejder mer eller mindre försvunnit vid Södermanlandskusten och delar av Stockholms skärgård (Balk *et al.*, 2009).

4.5 SYSTEMBILD AV HUR OHÄLSA SKULLE KUNNA UPPSTÅ I HANÖBUKTENS EKOSYSTEM

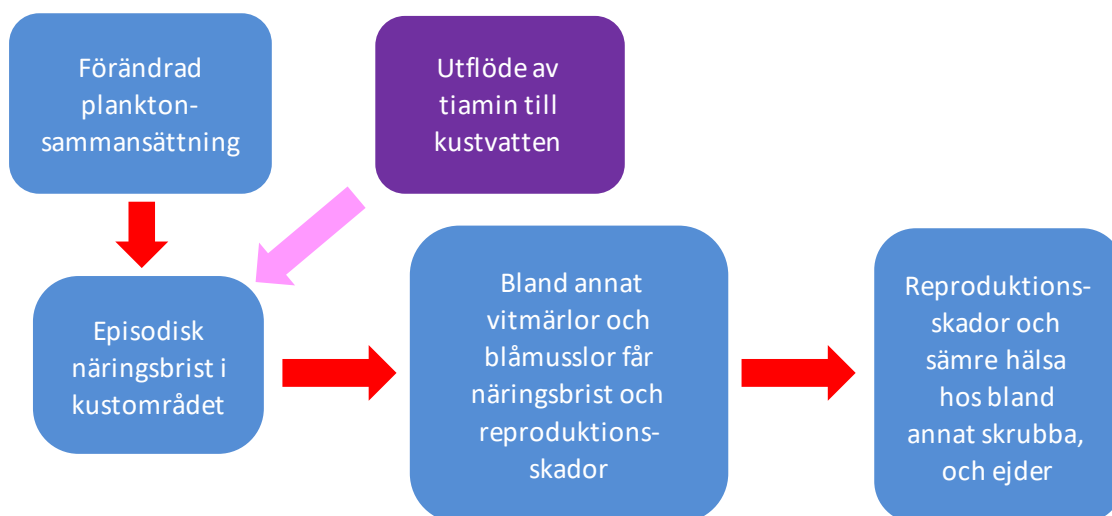


Fig. 4.4. Systembild av hur förändringen av planktonsamhället skulle kunna ge näringsbrist och orsaka ohälsa och reproduktionsskador högre upp i näringskedjan. Röda pilar är starkare belagda än den rosa.

4.6 SLUTSATSER

- Brist på essentiella näringsämnen som vitaminer kan orsaka sjukdomar och leda till ökad dödlighet och reproduktionsskador hos olika organismgrupper.
- Brist på näringsämnen fortplantar sig i näringskedjan via bottendjur som blåmusslor och kan ha gett upphov till patogena tillstånd hos bland annat ejder och skrubba.

5 MAGER OCH SMÅVUXEN FISK – FÖRÄNDRAD KONDITION OCH FÖREKOMST

5.1 PROBLEMUPPFATTNING

Det var i hög grad klagomål från fiskare och allmänhet rörande bland fiskens allmänna kondition och vikande bestånd som har satt Hanöbukten miljöproblem i fokus. I den av HaV ledda RU om Hanöbukten konstaterades att mängden fångad fisk i Hanöbukten hade minskat kraftigt sedan vintern 2009–2010. Då mängden fisk är avhängig hur stor fiskeansträngning som gjorts, brukar relativa mått på fiskförekomst användas genom att normalisera fångsten för den totala fiskeansträngningen (landning dividerat med fiskeansträngningen). Eftersom loggboksstatistik från fiskare i Hanöbukten inte visar på nedgång i fångst per ansträngning, finns inget som styrker påståendet att bestånden skulle ha minskat (se Underlagsrapport 4: Olsson, 2017).

Det är emellertid inte enbart upplevd minskad förekomst av fisk som föranlett oro utan även lägre kondition; fisken är magrare än tidigare. Detta gäller i hög grad torsk- och skrubbbestånden (HaV, 2013). Uppfattningen har stöd av pågående vetenskapliga undersökningarna av både torskbestånden (Eero *et al.*, 2015; Casini *et al.*, 2016) och skrubbbestånden (Underlagsrapport 4: Olsson, 2018). Vid sidan av fenomenet med så kallade slipstorskar (Fig. 5.1), dvs. extremt magra fiskar, har den försämrade kondition också kunnat länkas till sämre individuell tillväxt i det så kallade östra torskbeståndet i dess helhet (Eero *et al.*, 2012b; Svedäng & Hornborg, 2014; 2017).



Fig. 5.1. Extremt mager torsk, så kallad slipstorsk, från Södra Östersjön. Foto: Peter Ljungberg.

5.2 UTBREDNING I TID OCH RUM

Skrubbskäddans beståndsutveckling

Provfiske med bottensatta nät har utförts åren 2012–2017 i egentliga Hanöbukten – från 2015 i Västra Hanöbukten (se Underlagsrapport 4: Olsson, 2018). Provfisket på skrubba utökades, genom ett internationellt finansierat projekt, under hösten 2014 och 2015 till att omfatta såväl

kusten av Bornholm och Gotland som Tyskland, Polen, Litauen, Lettland och Estland (Fig. 2.4.2; Underlagsrapport 4: Olsson, 2018).



Fig. 5.2. Karta över det utpekade ”problemområdet” i västra Hanöbukten (svart rektangel) med utförda provfisken under 2015–2017 (grön punkt), referenslokal för hälsotillstånd för skrubbskädda (Kväddöfjärden, blå punkt), och provfisken utförda under 2014–2015 inom forskningsprojektet BONUS-INSPIRE (röda punkter). Från Underlagsrapport 4: Olsson, 2018.

Skrubbans kondition i Hanöbukten, skattad enligt Fultons konditionsindex, var låg år 2015 och 2016 då mellan 60–87 % av de undersökta fiskarna låg under konditionsfaktor 1,05. Under gränsen 1,05 anser fiskare att skrubbskäddan är i så dålig kondition att den inte är försäljningsbar. Den låga konditionen hos skrubbskädda i Hanöbukten avviker dock inte nämnvärt från andra undersökta områden i Södra Östersjön.

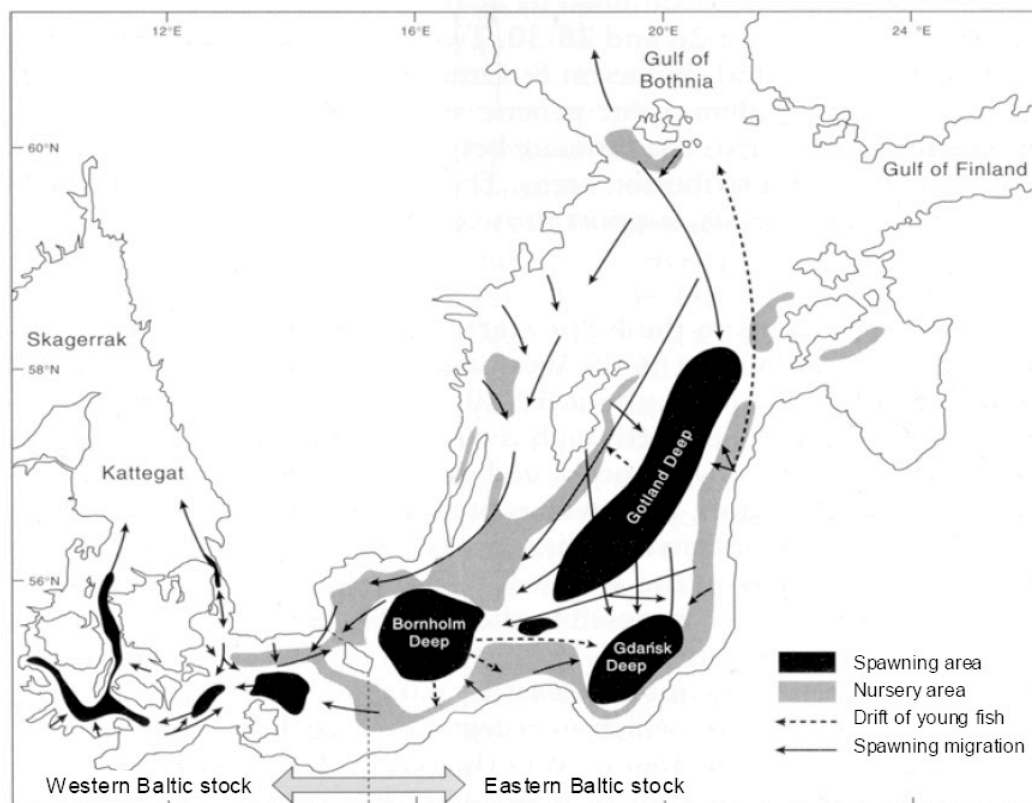


Fig. 5.3. Lekområden för torsk i västra och östra Östersjön enligt Bagge *et al.* (1994). De tidigare stora lekområdena öster om Gotland och norr om Polen ger idag obetydliga bidrag till Östersjöns torskbestånd (Eero *et al.*, 2012a).

Torskbeståndets utveckling i Östra Östersjön

Inte sedan 1991, då den systematiska fiskövervakningen av det östra torskbeståndet i Östersjön påbörjades, har det fångats så många torskar i provfisket runt Bornholm som under åren 2010–2015. Det finns således inga utifrån kommande skäl (t.ex. bristande rekrytering) att förvänta sig att torskthet skulle vara låg i Hanöbukten som ligger i direkt anslutning till lekområdena runt Bornholm (Fig. 5.3; Bagge *et al.*, 1994). SLU:s nätprovfisken längs Skånes ostkust visar i enlighet med dessa observationer att torsk är en dominerande art i området. Det går dock inte utifrån dessa provfisken att säga om förekomsten var normal eller avvikande, eftersom provfiskena har pågått under så kort tid (2012–2017).

På grund av förbättrad rekrytering ökade torskbeståndet antalsmässigt i storlek i slutet av 2000-talet (Eero *et al.*, 2012a). Det fick som följd att beståndets tillväxt och kondition minskade kraftigt i hela södra Östersjön (Eero *et al.*, 2012b; Svedäng & Hornborg, 2014; Casini *et al.*, 2016). Provfiskeresultaten har visat på en alltmer sammanpressad storlekssammansättning (trunkerad) med få större individer och minskande individuell tillväxt (Fig. 5.3; Eero *et al.*, 2012b; Svedäng & Hornborg, 2017). I överensstämmelse med denna utveckling har yrkesfiskarna också observerat att torsken i Hanöbukten har blivit magrare sedan 2010.

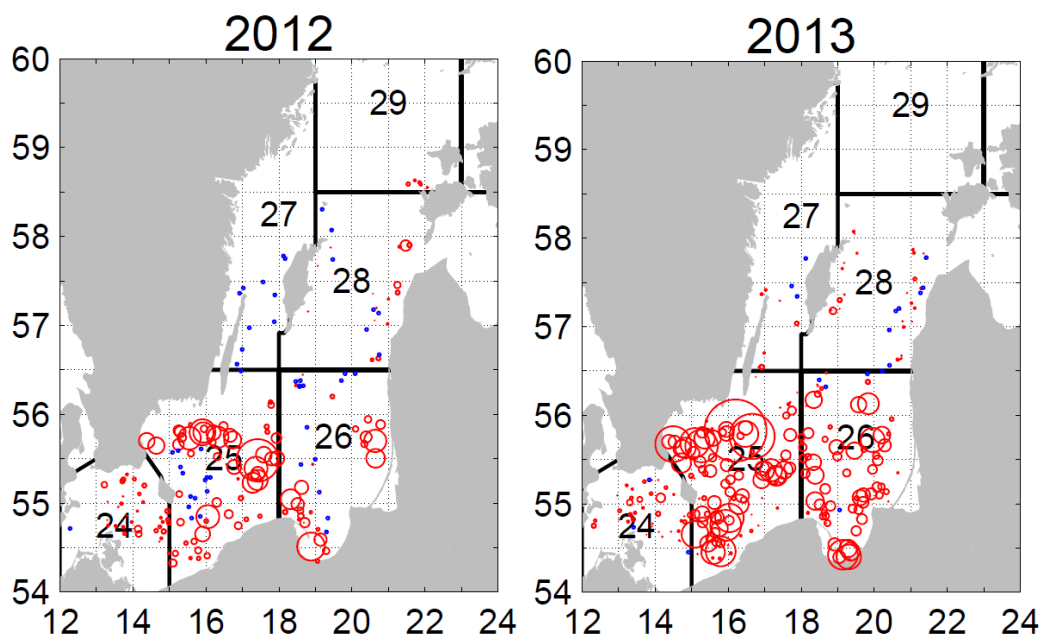


Fig. 5.4. Provfiskefångster indikerar att torsken är idag koncentrerade till södra Östersjön. Kartorna visar fångster av torsk i Östersjön i provfisket 2012 och 2013. Cirklarnas storlek är i proportion till antalet fångade torskar per trålad timma. X-axeln visar longitud östlig längd och y-axeln latitud nordlig bredd (ICES, 2014).

Utvecklingen för det östra torskbeståndet i tid och rum

Från 1980-talets höga, närmast exceptionella, produktionsnivå för det östra torskbeståndet (dvs. den torsk som leker vid Bornholm och öster därom, Fig. 5.3) med landningar mellan 300 000–400 000 ton under flera år, rasade beståndets produktivitet och storlek till betydligt lägre nivåer under det efterföljande årtiondet. En viktig orsak till denna nedgång var att beståndet överfiskades kraftigt under 1980-talet samtidigt som syresättningen blev sämre vid de djupområden där torsken leker. Detta ledde fram till vad som kan beskrivas som en beståndskollaps i två av Östersjöns tre större torsklekområden, dvs. torsken försvann i Gotlands- och Gdanskdjupet (Fig. 5.3). Idag visar provfiskena att beståndet är helt koncentrat kring Bornholmsbassängen i södra Östersjön (Fig. 5.4). Eftersom trålfisket också bedrivs inom samma områden (Fig. 5.5) där även provfisket visar på hög täthet av torsk, kan vi vara säkra på att huvuddelen av torskbeståndet är koncentrat till de södra delarna av Östersjön.

5.3 ORSAKER TILL FÖRSÄMRAD TILLVÄXT OCH KONDITION

Det selektiva trålfiskets roll

Mer än 90 % av torskfångsterna i Östersjön görs med trål (ICES, 2015). Eftersom trålfisket är den dominerande fiskemetoden är utformningen av detta fiske viktig för torskens populationsdynamik. Trålfisket uttag av beståndet är stort. Tidigare skattades uttaget till 50–60 % av det fiskbara beståndet per år. Fisket har således stor betydelse för beståndets dynamik och vid sidan av omfattningen (fiskeansträngningen) är frågan om hur fisket är utformat, framförallt vilken selektivitet det har - dvs. med vilken sannolikhet en fisk av en viss storlek fångas - av stor betydelse.

Selektivitet inom trålfisket efter torsk har ökat eller ”förbättrats” sedan mitten av 1990-talet, vilket också har varit ett genomgående tema sedan dess för förvaltning och forskningsverksamhet kring östersjötorsken (Madsen, 2007). Avsikten med den ökade selektiviteten har varit att minska den fiskeriberoende dödligheten för mindre storleksgrupper, dvs. genom att använda större maskor samt även maskor som öppnar trots att maskorna tenderar att dras samman då trålen bogseras genom vattnet, har fler små torskar undvikits att fångas även då de simmat in i trålen (Feekings *et al.*, 2013). Men istället för att ha erhållit ett förbättrat fiske under den period som gått sedan selektiviteten började höjas i torskrålfisket, kan vi notera, med vissa variationer, att torskens tillväxt och kondition har försämrats mycket påtagligt (Svedäng & Hornborg, 2014; 2017; Eero *et al.*, 2015).

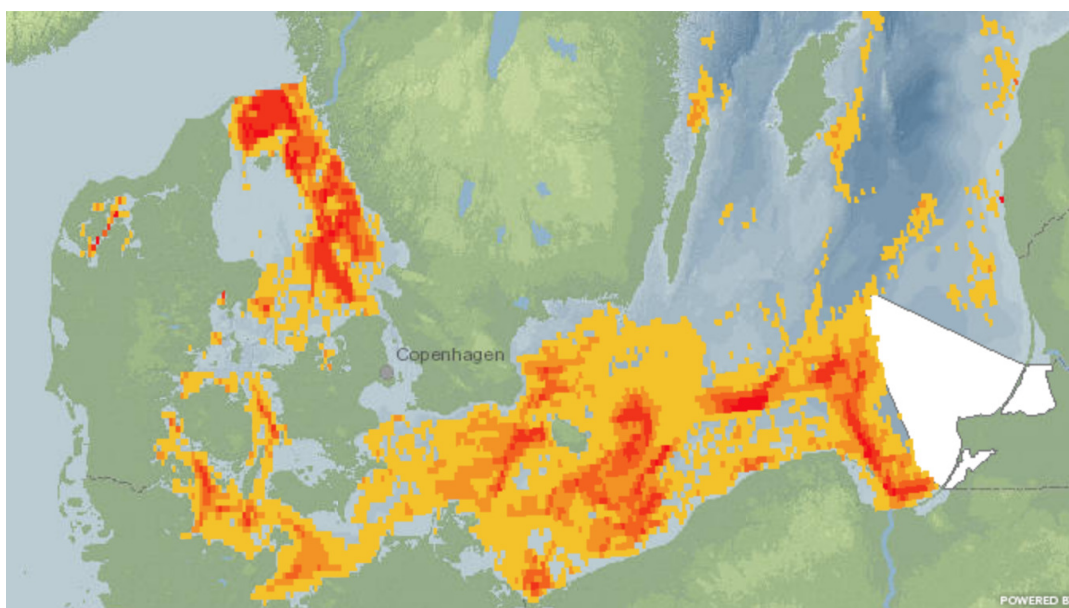


Fig. 5.5. Bottentrålsaktivitet i södra Östersjön och Kattegatt 2013 (Källa: Helcom). Från den vita sektorn i kartan saknas uppgifter.

En ökning av fångststorlek kan medföra konkurrensen om födan ökar mellan individer av ungefär samma storlek inom beståndet (Beverton & Holt, 1957). Eftersom avsikten med en högre selektivitet är att minska dödligheten på den mindre fisken, kan detta leda till att tätheten av fisk i vissa storleksklasser blir så hög att födobegränsning inträder; den individuella tillväxten blir täthetsberoende. Detta innebär i sin tur att beståndets produktivitet sjunker (Eero *et al.*, 2015; Svedäng & Hornborg, 2014; 2017).

Sedan 1990-talet har storleksstrukturen blivit mer och mer sammanpressad (Svedäng & Hornborg, 2017). Denna trunkering av storleksfördelningen är omvänt proportionell mot torskbiomassan i östra Östersjön (cf. Eero *et al.*, 2012b). Den ökade biomassan trängs dessutom i allt färre längdklasser (Fig. 5.6; Svedäng & Hornborg, 2017).

Processen kan också förmodas vara självförstärkande. När tillväxten minskar kommer antalet fiskindivider att öka i de storleksklasser som skyddas från fiske genom högre selektivitet, vilket också är avsikten. Det ökade antalet fiskar av samma riskerar att leda till födokonkurrens och

försämrad tillväxt. Tätheten av fisk av samma storlek riskerar då ytterligare att öka, eftersom de olika årsklasserna tenderar att bli likstora, dvs. det förhållandet som brukar beskrivas som tusenbrödrabestånd.

Torskbeståndets ökning i de södra delarna av Östersjön under det senaste årtiondet har skett samtidigt som en minskning av skarpsillsbeståndets i denna del av Östersjön, medan tätheten av skarpsill i norra Östersjön är mer eller mindre intakt. Denna rumsliga tudelning skulle kunna indikera kvantitativ eller kvalitativ födobrist för torsk i södra Östersjön (Eero *et al.*, 2012b). Obalansen i fiskförekomst där rovfisk och bytesfisk är rumsligt separerade, gör att förändringar i fiskets selektivitet kan medföra födobristen accentueras.

Torskbeståndets lägre kondition och sämre individuella tillväxt redan ca 2010 föregicks av en period av förbättrad rekrytering och ett av ICES förmodat minskat exploateringsstryck (ICES 2011; Eero *et al.* 2012a) under slutet av första årtiondet på 2000-talet - faktorer som istället ”borde” ha lett till ett större och mer produktivt bestånd.

Istället tycks torskens individuella tillväxt ha minskat, vilket även har förändrat beståndets storleksfördelning radikalt genom att allt färre fiskar uppnår större eller ens en tidigare normal storlek; beståndet har blivit trunkerat (t.ex. Eero *et al.* 2012b; ICES 2015; Svedäng & Hornborg, 2014; 2017). Det har bland annat som effekt att beståndets interna dynamik förändras, då predationstrycket från kannibalistisk stor torsk minskar i och med att många fiskar är av samma storlek. En eventuell minskad naturlig dödlighet genom att färre torskar äts upp kan uppfattas som positivt, men kan också innebära mindre möjligheter att avvärja täthetsberoende tillväxt.

Det intensiva fisket tillsammans med ökande selektivitet ”för att skydda ungfisken” är just de faktorer som kan bidra till låg tillväxt och obalanser i födoväven (Beverton & Holt, 1957; Svedäng & Hornborg, 2017). Det har därför föreslagits att den förändrade selektiviteten i trålfisket under de senaste 25 åren spelar en viktig roll för östra beståndets allt lägre tillväxt och kondition (Svedäng & Hornborg, 2014).

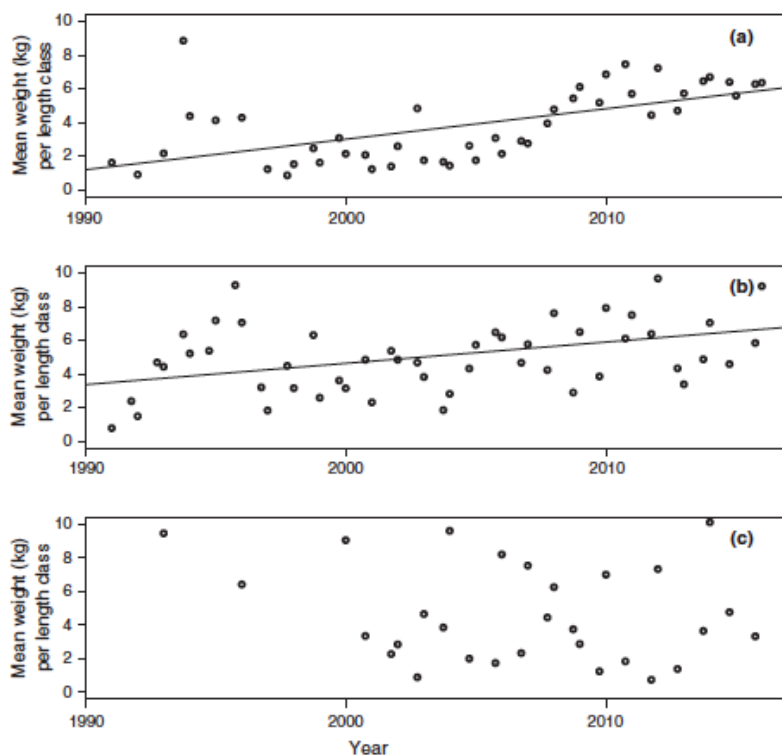


Fig. 5.6. I östra torskbeståndet (a) och västra (b) har medelvikten per besatt längdklass (längdgrupper som förekommer i fångsten) ökat sedan 1990-talet, medan den är stabil i Öresund. Fler och fler torskar med en sammanlagt större biomassa trängs i allt färre längdklasser när beståndets storlekssammansättning blir alltmer sammanpressat (Från Svedäng & Hornborg, 2017).

Diskussionen om torskens tillväxtproblematik i Östersjön har emellertid komplicerats av svårigheten att bestämma fiskens ålder genom avläsningar av fiskens hörselstenar (otoliter), eftersom de tillväxtzoner som tolkas som årsringar är mindre tydliga idag än vad de förut bedömdes vara (Eero *et al.*, 2015; Hüsey *et al.*, 2016a; b). Det anses därför som en öppen fråga om tillväxten överhuvudtaget har minskat i nämnvärd omfattning (t.ex. Eero *et al.*, 2015), även om konditionen har observerats vara lägre (Casini *et al.*, 2016).

Torskbeståndets täthet i Hanöbukten

Yngel från det kvarvarande delbeståndet av torsk runt Bornholm sprids normalt inte över hela Östersjön utan huvuddelen av dessa yngel som så småningom bottenfaller (dvs. när de blivit tillräckligt stora söker torskynglen sig ner mot botten), kommer växa upp i de södra delarna av Östersjön (Fig. 5.4). Det har inneburit en förskjutning av beståndet till Östersjöns södra delar. Det medför också att en eventuell återhämtning på grund av ökad rekrytering (dvs. att fler torskindivider överlever till två års ålder) kommer vara lokaliserad i närheten av detta enda större lekområde runt Bornholm (Cardinale & Svedäng, 2011).

Det kvarvarande delbeståndet som leker vid Bornholm kan således inte ”fylla” upp Östersjön med torsk på samma sätt som skedde under 1980-talet, då det fanns flera stora aktiva lekområden (Bagge *et al.*, 1994, Eero *et al.*, 2012b). Det innebär att den juvenila, uppväxande fisken

idag är koncentrerad till de södra och sydvästra delarna av Östersjön. Provfiskefångsterna visar heller inte på att torsktätheten skulle avta i riktning mot Hanöbukten (Fig. 5.4), dvs. det finns inget stöd för att Hanöbukten skulle ha en lägre täthet av torsk i förhållande till övriga delar av södra Östersjön.

Generella näringsförhållanden

Allteftersom Östersjön blir mindre näringsberikad från olika källor inom dess avrinningsområden (Andersen *et al.*, 2015), desto mer kommer det sannolikt visa sig i en generellt lägre fiskproduktion (Thurow, 1997), något som redan torde vara ett faktum i Kattegatt (Henriksen, 2009). En oligotrofiering (dvs. sänkning av havets produktivitet) av Östersjön tillbaka till mer ursprungliga näringsförhållanden skulle kunna leda till generellt lägre tillväxt– tidigare studier visar på att torsktillväxt i Östersjön ofta är hämmad och täthetsberoende (Hessle, 1933; Meyer, 1952). Det förhållandet att 1980-talets unikt stora torskbestånd sammanfaller med hög kiselalgsproduktion i centrala Östersjön (Wasmund *et al.*, 2011) kan ha implikationer för den problematik vi här försöker behandla.

Brist av enskilda näringsämnen och förekomst av parasiter

Torskens tillväxtminskning anförts som ett möjligt exempel på tiaminbrist (Underlagsrapport 3: Hansson & Balk, 2017). Svält i sig leder inte till tiaminbrist, medan tiaminbrist, eller likande brist på andra essentiella näringsämnen, kan däremot leda till extremt låg kondition (låg värde enligt Fultons konditions faktor). Den uppmärksammade förekomsten av så kallade slipstorskar skulle kunna vara exempel på näringsämnesbrist snarare än svält/ låg födotillgång. Det vore därför av intresse att bland annat undersöka om slipstorskar förekommer i högre utsträckning i kustområdet än i utsjön och om dessa lider av t.ex. tiaminbrist.

Förekomst av parasitiska nematoder har ökat kraftigt hos torsk under senare år i Östersjön i samband med att gråsälsstammen återhämtat sig (Zuo *et al.*, 2018). De har numera hög prevalens i torsk (framförallt lever) och skulle kunna tänkas påverka fiskens kondition och överlevnad. Enligt den sammanfattning som görs av Köster *et al.* (2017) finns dock inga klara samband mellan infektion av denna eller liknande parasiter hos torsk och lägre kondition eller tillväxt.

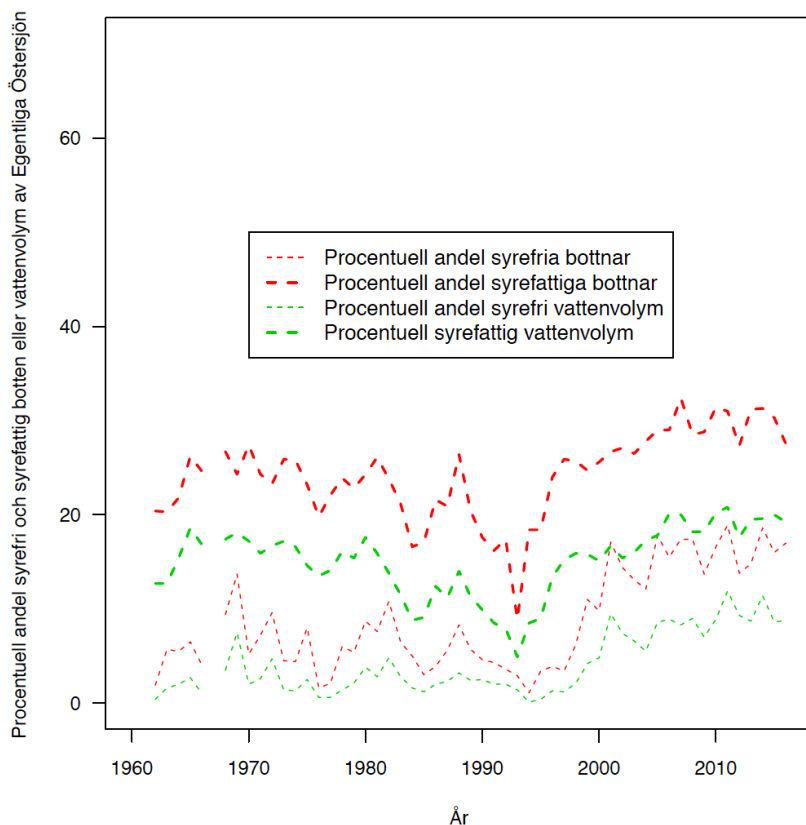


Fig. 5.7. Den procentuella andelen av havsbotten eller vattenvolymen i Egentliga Östersjön som är antingen syrefri (förekomst av H_2S) eller syrefattig (<2 ml O_2 per liter) (Data från SMHI).

Syrebrist i havet

Det har även föreslagits att den tilltagande syrebristen i de djupare vattenskikten i Östersjön kan ha bidragit till födobristen eller haft en direkt negativ inverkan på bottenfiskbeståndens kondition (Casini *et al.*, 2016; ICES 2017). Denna påverkan antas kunna ske antingen genom direkt effekt av hypoxi på fiskens respiration och metabolism eller genom att ökad utbredning av syrefattiga bottenar ("bottendöd") (Fig. 5.7.; data från SMHI). I det senare fallet är det de hypoxiska och anoxiska förhållanden vid botten som omöjliggör produktion av högre livsformer vilka kan tjäna som föda åt fisk. Östersjötorsken anses vara i relativt hög grad beroende av bottenlevande djur för sin föda (Bagge *et al.*, 1994).

Det kan emellertid invändas att miljön alltid är begränsad i något avseende och en art som torsk har kapacitet att fylla upp ett område med sin avkomma oavsett uppväxtområdets storlek. Näringsberikningen av Östersjön har dessutom inte endast resulterat i syrefattigt vatten och botten utan också i högre produktion av bottenlevande djur (Nixon & Buckley 2002). Det kan också invändas att kraftigt reducerad tillväxt sällan är en reglerande mekanism utan predation, inte minst för arter som torsk (Longhurst 2010). Men den unikt trunkerade storleksfördelning som för närvarande råder, minskar emellertid möjligheten att kannibalism skulle kunna reglera beståndet storlek. Det är också möjligt att födokvaliteten har försämrats i Östersjön (se ovan).

I de södra delarna där torskens kondition och tillväxt har försämrats mest under senare år, har däremot syrgasförhållandena förbättrats under senare år (Carstensen *et al.* 2014) och motsvarar nu ungefär de förhållanden som rådde under 1970-talet (Fig. 5.8). De syrefattiga och syrefria bottenarna som ökat i storlek, förekommer dessutom till största delen öster och norr om Gotland, vilket är områden där nästan ingen torsk har förekommit sedan slutet av 1980-talet. Det är svårt att se hur dessa områdens utsträckning kan tas till intäkt för att syrgasbristen har påverkat östersjötorskens tillväxt.

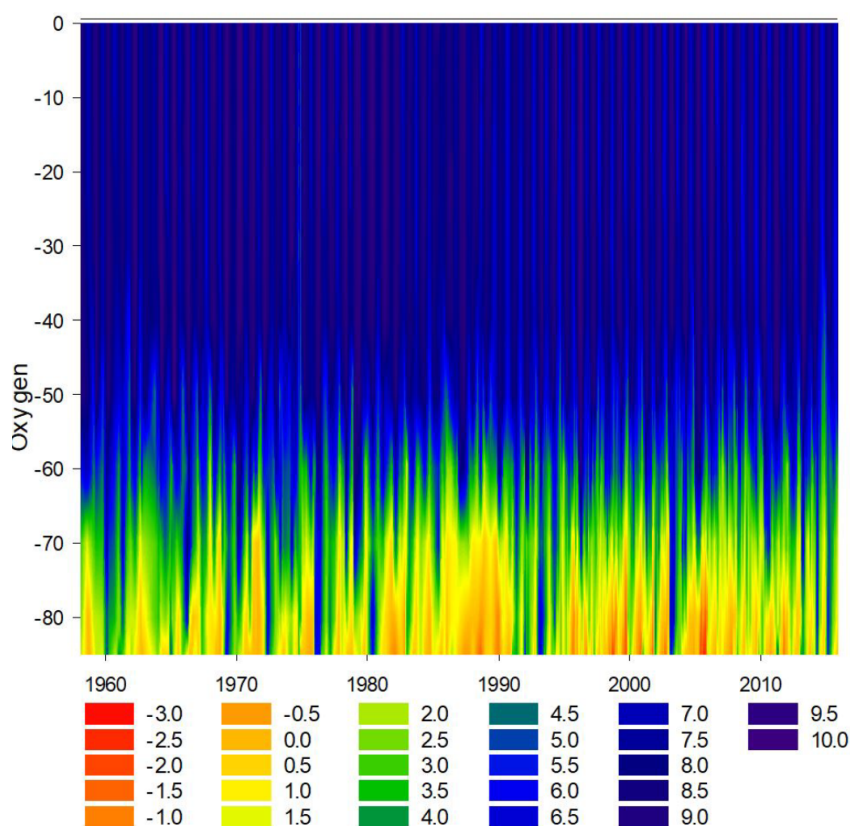


Fig. 5.8. Syrgashalter (ml/l, se färgskala under figuren) med avseende på djup (stigande djup med negativt värde) i Bornholmsbassängen (BY5) mellan 1960 och 2017. Negativa syrgashalter avspeglar syrefria (anoxiska) förhållanden då svavelväte bildas (Källa: SMHI).

För att undersöka om variationen i syrefria bottenar och torsktäthet påverkar torskens tillväxt presenteras här även en statistisk analys av tillgängliga data (se Svedäng & Hornborg, 2017). Då åldersbestämningar av torsken inte är tillgängliga, användes istället längddiversitet som ett mått på beståndets tillväxt (skattat på samma sätt som artdiversitet). I analysen undersöktes längddiversitetens beroende av torskförekomst, mätt som totalantal fångade per trålad timma (CPUE) och den procentuella andelen syrefri botten i Egentliga Östersjön utfördes för perioden 2000–2016. Analysen (generaliserad linjär modell, så kallad GLM analys) visar att endast tätheten av fisk har en signifikant påverkan på beståndets längddiversitet (Appendix: Tabell 5.1).

Syrebrist genom uppvällning har inte kunnat påvisas i Hanöbukten

Förekomsten av så kallad uppströmning av kallt och syrefattigt vatten från Östersjöns djupområden har undersökts av SMHI under 2015 mätning av variationen i syrgas i västra Hanöbukten. SMHI hade under perioden 20150210–20151115 ett bottenmätsystem med bl.a. en syresensor vid märket Taggen i Hanöbukten (position N 55,8775° E14,54°, djup 21 meter, se Figur 3.2). Under hela mätperioden rådde det goda syreförhållanden där bottenmätsystemet var placerat och syrenivåerna var som lägst ca 4,5 ml/l (se Underlagsrapport 1: Karlson & Wesslander, 2017). I början av mätperioden i februari var syrgasnivåer höga, vilket anses normalt för årstiden då bland annat vattenkolumnen är väl omblandad. Mätperioden hade dessutom precis föregåtts av ett större inflöde av syrerikt vatten till Östersjön via Bälten och Öresund (december 2014–januari 2015). Syrenivåerna observerades sedan sjunka allteftersom året gick för att sedan öka igen i slutet av oktober. De något lägre syrenivåer under den varmare årstiden är förknippade med en skiktad vattenmassa och nedbrytning av organiskt material i det djupare vattenskiktet.

5.4 EFFEKTER AV FISKENS FÖRSÄMRADE KONDITION OCH TILLVÄXT

Den låga individuella tillväxten medför att även beståndets produktivitet är låg trots förekomsten av ett stort antal rekryter. En annan effekt av den låga tillväxten är att få stora torskar produceras inom beståndet, vilket bland annat motverkar en återhämtning av beståndets storleksstruktur då få stora individer i beståndet även innebär minskad kannibalism. Torskbeståndets ekosystemstrukturerande funktion förändras också till det sämre då storleksfördelningen pressas samman; en eventuell minskad vandringsbenägenhet kan innebära minskad predation på andra, mindre fiskarter. Dessa kan då öka i antal och i sin tur påverka andra nivåer i näringskedjan, dvs. ge upphov till så kallade trofiska kaskader (jämför Moksnes *et al.*, 2008).

Även riskerna för genetiska förändringar av beståndet som en konsekvens av dagens tillväxt- och selektionsmönster behöver uppmärksammas (Hutchings, 2009). Från att tidigare blivit köns mogen vid ungefär 40 cm längd (700 gram) är medellängden vid första lektillfället i dag ungefär 20 cm (80 gram). Detta tillstånd kan bli permanent genom att genetiska förändringar äger rum.

5.5 SYSTEMBILD AV LÅG KONDITION OCH TILLVÄXT HOS TORSK I SÖDRA ÖSTERSJÖN

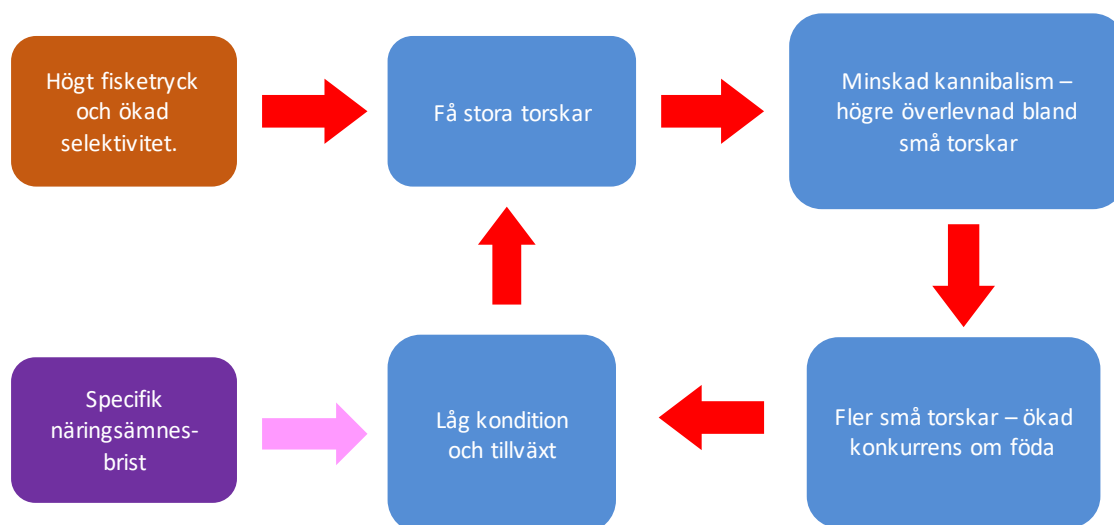


Fig. 5.9. Systembild av fiskets påverkan på den individuella tillväxten hos östersjötorsken. Röda pilar är starkare belagda än den rosa.

5.6 SLUTSATSER

- Torskbeståndet präglas av att allt fler torskar återfinns inom ett smalt storleksintervall, vilket leder till födokonkurrens och låg individuell tillväxt.
- Beståndets interna dynamik förändras, då predationstrycket från kannibalistisk stor torsk minskar.
- Det selektiva trålfisket efter torsk, vilket skyddar den mindre fisken men samtidigt tar bort den större, är en trolig orsak till den låga tillväxten och den låga produktiviteten.
- Brist på essentiella näringsämnen skulle kunna bidra till förekomsten av så kallade slipstorskar.

6 HANTERING AV HAVSMILJÖN GENOM EKOSYSTEMBASERAD FÖRVALTNING

6.1 BEHOVET AV EKOSYSTEMBASERAD FÖRVALTNING

När miljöproblem vid kust och hav identifieras och beskrivs, uppstår samtidigt frågan hur de ska hanteras av samhället. Störningar i miljön beror ofta på komplicerade och sammansatta problem, vilket leder fram till att förvaltningsstrategier bör präglas av helhetssyn och långsiktig hållbarhet. Ekosystembaserad Förvaltning, EBF, är en sådan strategi. Ekosystemansatsen (NV, 2007) som har sitt ursprung i FN:s konvention om biologisk mångfald (Convention of the Ecosystem Approach, 1995) är en närbesläktad strategi. Dessa strategier syftar till att förvalta naturen, så att alla de ekosystemtjänster som är fundamentala för människans välbefinnande kan upprätthållas (UNEP, 2011). En viktig aspekt är att detta ska ske med hänsyn till dem som bor i och lever av naturen. I Sverige finns en uttalad politisk vilja att börja implementera EBF inom såväl fiskeriförvaltning som övrig förvaltning av havsmiljön.

Att beakta kopplingar inom och mellan land- och kustekosystem samt mellan ekosystem och mänskliga samhällen hör till kärnelementen i EBF. Människan och hennes närvaro och aktiviteter ses som en del av ekosystemen. Vidare ingår i EBF att beakta kumulativ påverkan på ekosystemen, att ta hänsyn till flera olika mål samtidigt samt att stödja lärandeprocesser och successiv anpassning av förvaltningen (UNEP, 2011). I en relativt nyligen publicerad översiktsartikel av Long *et al.* (2015) har EBF fått följande definition:

“Ecosystem-based management is an interdisciplinary approach that balances ecological, social and governance principles at appropriate temporal and spatial scales in a distinct geographical area to achieve sustainable resource use. Scientific knowledge and effective monitoring are used to acknowledge the connections, integrity and biodiversity within an ecosystem along with its dynamic nature and associated uncertainties. Ecosystem-Based Management recognizes coupled social-ecological systems with stakeholders involved in an integrated and adaptive management process where decisions reflect societal choice”.

Denna definition innebär att ett ”hållbart nyttjande” av naturresurser kan tillgodose såväl ekologiska som sociala och ekonomiska aspekter och mål (Brundtland Commission, 1987). På senare tid har det ingåtts flera internationella överenskommelser som även tar upp institutionella hållbarhetsaspekter, såsom kapacitet och resurser att besluta, att agera samt att lära sig och utvecklas. Under begreppet ”governance” hanteras även samverkan med dem som berörs utanför det formella administrativa systemet (Stoker, 1998, Charles, 1998; Stephenson *et al.*, 2017).

Ekosystembaserad fiskeriförvaltning (EBFF) är ett försök att tillämpa EBF inom en enskild sektor. Att på så sätt begränsa tillämpningen av EBF kan tyckas strida mot kraven på helhetssyn och att beakta de kumulativa effekterna av olika former av miljöbelastning. Men EBF kan ses som en process likaväl som en slutpunkt. Man kan börja med ett problemområde och efter behov utvidga ekosystemperspektivet till fler sektorer och platser. Den havsplanering som för närvarande initieras i Sverige har som ambition att samtidigt föra in ett ekosystemperspektiv inom flera sektorer. EU:s marina direktiv (MSFD) bygger också på EBF-strategin i och med att den samlade belastningen på berörda ekosystem ska begränsas, så att god miljöstatus uppnås.

6.2 PRINCIPER INOM EKOSYSTEMBASERAD FÖRVALTNING

När EBF skall tillämpas är det till stor hjälp att utgå från ett antal generella vägledande principer. Inom FN:s konvention om biologisk mångfald har tolv sådana principer fastställts (UN Convention on Biological Diversity, 2011). Andra organisationer, till exempel FAO (Garcia, 2003) och WWF (Ward, 2002) har föreslagit liknande, om än inte identiska principer. Även om vägledande principer har fastställts, återstår att bedöma hur de ska användas. Detta är i varje situation ganska öppet; dessutom är principerna beroende av varandra.

I denna studie av Hanöbukten tar vi upp några av de principer för EBF som enligt Long *et al.* (2015) ofta lyfts fram i den vetenskapliga litteraturen. I följande avsnitt diskuterar vi hur de kan användas för att hantera de fyra miljöproblem som vi bedömt vara särskilt betydelsefulla i Hanöbukten. Speciellt tar vi upp ett antal principer vi bedömer är särskilt relevanta för hanteringen av miljöstörningar med en från början okänd utbredning:

- Beakta kopplingar inom marina ekosystem och mellan hav och land
- Ta hänsyn till interaktioner mellan sociala och ekologiska system
- Tillämpa en adaptiv förvaltning
- Beakta olika typer av osäkerheter
- Använda försiktighetsprincipen för att främja ett uthålligt nyttjande
- Stödja ett aktivt deltagande av intressenter (stakeholders)

I Sverige har Havs- och Vattenmyndigheten tagit fram egna riktlinjer för ekosystembaserad förvaltning som sammanfattar flera av de ursprungliga principerna (HaV, 2012). En av riktlinjerna betonar vikten av *gemensamma mål och delaktighet*, en annan att *all slags kunskap ska beaktas*. Dessa riktlinjer kommer självfallet också att beaktas när vi i det följande diskuterar steg mot en –mera – ekosystembaserad förvaltning av Hanöbukten.

6.3 BEAKTA OCH TA HÄNSYN TILL KOPPLINGAR LAND-HAV OCH SAMHÄLLE-NATUR VID HANÖBUKTEN

Interaktioner i ekosystem inkluderar såväl påverkan mellan land och hav som människors användning av havets resurser och tjänster. Att *beakta kopplingar inom marina ekosystem och mellan hav och land* (UNEP, 2011) utgör grunden för det holistiska synsättet i EBF. Att även *ta hänsyn till interaktioner mellan sociala och ekologiska system* (EBM Tools, 2010) innebär bland annat att systemens olika skalor måste uppmärksammas. Med tanke på att förvaltningen av de olika systemen ofta hanteras av flera olika myndigheter vars kommunikation med varandra inte nödvändigtvis fungerar helt tillfredsställande, kan det finnas hinder för att åstadkomma ett samordnat engagemang för att uppnå specifika miljömål. Den som tillämpar EBF bör klargöra de olika ekologiska kopplingarna från början, arbeta för en tvärspektoriell integrering och kommunikation samt stötta fortsatt lärande och uppdatering av kunskap genom kontinuerlig övervakning och vetenskapliga råd. När denna process ska påbörjas är det viktigt att klarlägga vilka samarbeten som bör integreras i ett fastare gemensamt arrangemang, respektive koordineras utan bindande regler (UNEP, 2011).

I denna syntes tar vi bland annat upp att det finns kopplingar mellan land och hav genom att ett allt brunare vatten i de vattendrag som mynnar i Hanöbukten kan ge upphov till effekter i de marina ekosystemen. Detta fall illustrerar också att det kan vara mänskliga aktiviteter långt

från havet som påverkar havsmiljön. Det selektiva fisket och dess samband med en låg individuell tillväxt hos unga torskger ger en annan illustration till att lösningarna till havsmiljöproblemen måste sökas i samhället.

Flera av problemen i Hanöbukten har sålunda en klar socioekonomisk drivkraft som grund, inte minst verkar intensiteten i de areella näringarna ha lett till problem. Därför kan någon form av EBF vara en lämplig strategi att hantera problemen. Eftersom kunskapsläget är begränsat, är det dock varken överflödigt eller trivialt att påstå att mer forskning är nödvändig. En fortsatt EBF-process kan utvecklas och skräddarsys efter problemen genom tillförsel av bredare och djupare kunskap.

EBF lyfter behovet av en välstrukturerad och genomtänkt kommunikationsprocess inom förvaltningen och med aktörer och problemägare utanför. Det avser såväl miljöproblemen, ekosystemets status och den kumulativa påverkan, men även kommunikation om vilka åtgärder som vidtas av vem och när, så att återkoppling kan ske. Därmed gör man det inte bara lättare att agera utan ökar även möjligheterna till kontinuerligt lärande och anpassning av förvaltningen. Ovan har vi beskrivit de olika miljöproblemen med brunifiering, reproduktion och fiske som om det vore separata frågor att förvalta. En ekosystembaserad förvaltning eftersträvar att ekosystemen förvaltas utifrån en helhetssyn där alla sektorer och åtgärder kan vägas mot varandra vilket förutsätter att kommunikationen kan fungera effektivt och organiseras därefter.

6.4 ADAPTIV FÖRVALTNING KOMBINERAT MED BEAKTANDE AV OSÄKERHET OCH FÖRSIKTIGHET

Adaptiv förvaltning är en strukturerad process kring ett förvaltningsobjekt i vilken man vidtar åtgärder och genom systematisk övervakning lär sig av effekterna, så att förvaltaren successivt kan utveckla sin förmåga att hantera nya problem. En modell för adaptiv förvaltning visas i figur 6.1. Processen utgår från att man klargör nuläget (Box 1) genom att definiera vad som utgör en störning i miljön, vilken kunskap som finns samlad samt vilka aktörer som kan eller bör ingå i det team som kan agera. Därefter bör man klargöra de mål som ska nås och vad som ska eller kan åtgärdas (Box 2), genomföra åtgärder (Box 3), följa upp om åtgärderna resulterar i att man närmar sig målet (Box 4) samt slutligen kommunicera med team och intressenter (Box 5). I andra varianter av denna modell kan kommunikation och intressent-aktiviteter ske vid andra tillfällen eller ske kontinuerligt under hela processen.

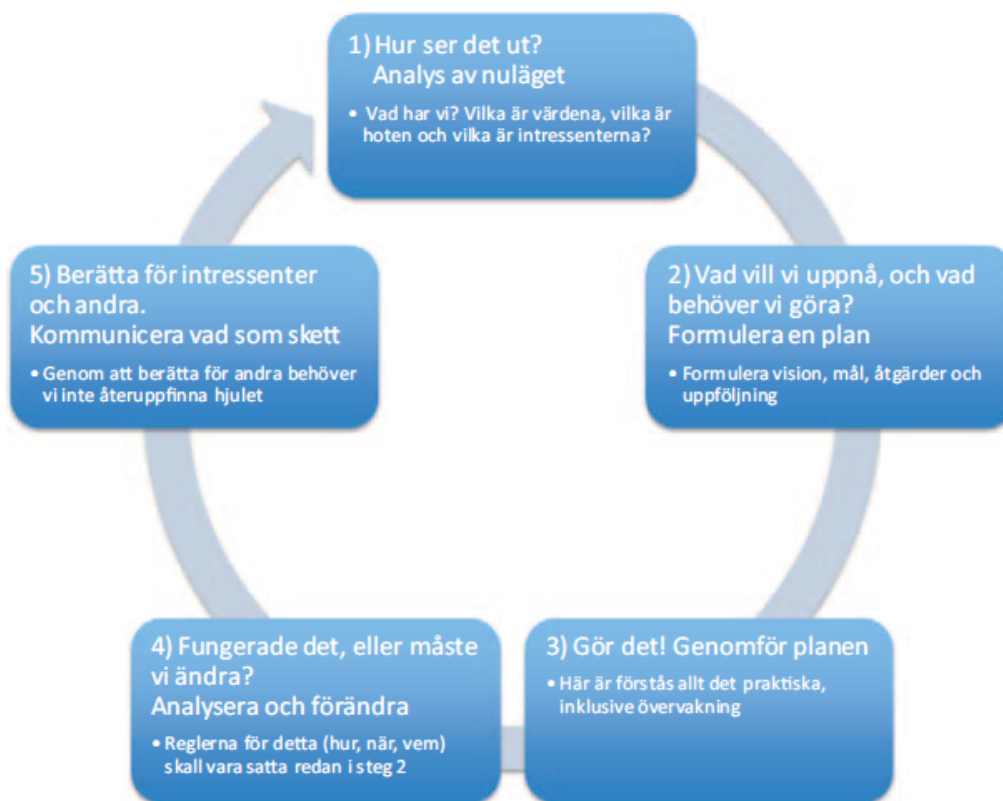


Fig. 6.1. En modell för adaptiv förvaltning (Källa: Naturvårdsverket, 2011b)

Brist på kunskap och erfarenhet utgör en risk för att nya miljöproblem uppstår, vilka inte blir sedda och hanterade. EBF-strategin betonar därför att ekosystemen bör förvaltas på vetenskaplig grund och att *försiktighetsprincipen* ska tillämpas (Long *et al.*, 2015). Denna princip bygger på en medvetenhet om att den vetenskapliga förståelsen (kunskapen) ofta är begränsad. Detta ska dock inte utgöra ett giltigt skäl att skjuta upp åtgärder som är baserade på bästa tillgängliga kunskap. En adaptiv förvaltning som tillämpar försiktighetsprincipen kan förväntas ge ansvariga myndigheter bättre förutsättningar att agera under osäkra förhållanden (UN, 1992).

Det finns som regel flera typer av *osäkerhet som behöver beaktas* vid förvaltning av naturresurser. Brist på kunskap om de naturliga ekosystemen och hur dessa belastas är en viktig orsak till osäkerhet. Andra orsaker kan vara att individuella aktörer upplever att specifika uppgifter inte är tillräckligt tillförlitliga eller att det finns en social osäkerhet om vilken roll man själv, eller andra, förväntas inta. Även miljöproblemens geografiska utbredning kan bidra till osäkerhet om den inte stämmer överens med en förvaltningsaktörs geografiska ansvarsområde. Oavsett vad som bidrar till osäkerhet, så krävs det någon form av adaptiv (lärande) förvaltning som kan hantera de förändringar som uppstår och beakta de osäkerheter som kan definieras (UN CBD, 2000).

De tre principerna adaptiv förvaltning, försiktighetsprincipen och hantering av osäkerheter går hand i hand. Detta framhålls t.ex. av den amerikanska havs- och luftmyndigheten (Na-

tional Oceanic and Atmospheric Administration, NOAA) som skriver: ”Adaptable given ecosystem knowledge and uncertainty; Our marine resources are complex and dynamic; ecosystem approaches to management recognize that individual resources are better managed by addressing ecosystem components and processes while looking at cumulative impacts” (NOAA, 2007). Även FAO beskriver i en vägledning rörande fiskeförvaltning hur försiktighetsprincipen inom denna sektor kan bidra till att hantera osäkerhet och risk. Där ges följande konkreta förslag: att man bör fastställa referenspunkter relaterat till de operativa målen vid vilka konkreta planerade åtgärder ska vidtas, att vid introduktion av fiske inom nya områden vidta försiktighetsåtgärder, samt att undvika att öka belastningen på ett bestånd som är naturligt utsatt för en negativ belastning (Garcia, 2003).

I det följande diskuteras våra första intryck av hur olika delar i Hanöbuktens problematik hanteras idag, vem som skulle kunna ta på sig ledartröjan för att driva utvecklingen mot en mer adaptiv integrerad ekosystembaserad förvaltning och var det kan finnas viktiga hinder för att åstadkomma en sådan. Det inbegriper inte fullständiga analyser av institutioner och aktörer, vilket vore ett av stegen i en adaptiv förvaltning. Det ska istället ses som en dialog om förutsättningar för att hantera en adaptiv förvaltning, där osäkerhet och försiktighetsfrågor beaktas.

Förvaltare av brunifieringen och en fortsatt förvaltningsprocess

Brunifieringen av sjöar och vattendrag är ett problem vars sannolika eller eventuella effekter på havsmiljön hittills inte fått någon större uppmärksamhet av nationella myndigheter med ansvar för vattenmiljö. I kontrast till problemen med övergödning har heller inte brunifieringen någon etablerad förvaltningsorganisation.

Genom att det saknas ansvarig förvaltare, saknas också etablerade mål för vattnets brunhet eller kol- och järninnehåll. Brunifiering anses inte önskvärd, men det råder ingen samstämmighet om hur mycket brunifieringen bör minska och hur detta i så fall skulle gå till.

Det är värt att påpeka att även om brunifiering är en helt naturlig företeelse, så utesluter inte en EBF att beslut fattas om att den ska regleras. Enligt EBF är det inte ett viktigt kriterium om något är naturligt eller ej. Det avgörande är den kumulativa påverkan på ekosystemen samt hur man ska nå de ekologiska, sociala och ekonomiska målen. Det gör att även naturliga variationer inom ekosystemen, men som inte är önskvärda, kan komma att väljas bort. Exempelvis kan brunifiering som är naturlig samtidigt ses som icke-önskvärd. Ett annat exempel gäller de kraftiga variationerna i mängden torsk, strömming respektive säl i Östersjön.

En förutsättning för en ekosystembaserad adaptiv förvaltning är att det finns en central aktör med resurser att ta ansvar för förvaltningsprocessen på ett sätt som uppfattas som legitimt. Andra aktörer kan då bidra utan att det uppstår onödigt dubbelarbete, administrativ osäkerhet eller konflikter. För att säkerställa detta, krävs en organisationsform som gynnar samverkan och kommunikation över olika sektorer och flera förvaltningsnivåer.

Med tanke på att brunifieringen är starkt kopplad till processer i skogsmark och mer än hälften av Sveriges yta är täckt av produktiv skog, finns det många olika typer av aktörer som har eller kan ha intresse och mandat att agera. På nationell nivå finns såväl regering, miljödepartement, NV, HaV som Skogsstyrelsen. Regionalt finns Vattenmyndigheter samt länsstyrelser, och lokalt har kommuner stort ansvar. Även näringslivet, organisationer och privatpersoner

har viktiga roller att spela. Företag vars verksamhet påverkar miljön ska ta hand om de problem de riskerar ge upphov till. Organisationer som vattenvårdsförbund samlar data och kunskap för att undanröja miljöproblem knutna till vatten i naturen. Den stora mängden aktörer är en tillgång men den utgör också en osäkerhetsfaktor till dess att rollerna är definierade. När ”nya” problem blir synliga är det inte alltid klart vem som behöver göra vad. Detta är speciellt uttalat för areella näringar vars verksamhet inte är tillståndspliktig i sig.

Vattenmyndigheten för Södra Östersjön ansvarar för att genomföra Vattenförvaltningsförordningen inom Hanöbukstens tillrinningsområde. Denna myndighet vore därmed en möjlig förvaltningsansvarig för brunifieringsfrågan. Den är helt klart medveten om att humushalterna ökat kraftigt i sjöar och vattendrag i sydöstra Sverige och att detta förhållande kan påverka dricksvattenförsörjningen genom att det för med sig kostnader vid rening av humusrikt ytvatten. Eftersom vattenmyndigheterna saknar bedömningsgrunder som direkt hanterar brunifiering, har de dock idag svårt att klargöra i vilka avseenden brunifiering är ett problem och hur omfattande den är. Det är först när sådana bedömningsgrunder är på plats och är inordnade i statusklassificeringen, som problemet kan hanteras via vattenmyndigheternas åtgärdsprogram. Detta kräver först ett EU-beslut och att HaV sedan utvecklar nationella bedömningsgrunder.

Både HaV, som har ett uttalat ”källa till hav”-perspektiv, och Miljödepartementet är nationella aktörer som skulle kunna inta ledarroller för att etablera en process där brunifieringsproblemet följs hela vägen och inordnas i en ekosystembaserad förvaltning. Skogsstyrelsen är en annan aktör som skulle ha skäl att initiera en sådan förvaltning. Skogsstyrelsen agerar såväl nationellt som regionalt och är väl medveten om att den pågående brunifieringen på ett eller annat sätt är kopplad till processer i skogsmark. Deras dialog med vattenmyndigheterna har dock ännu inte lett till aktiv nationell samverkan i denna fråga, vilket gör att Skogsstyrelsen inte är inkopplad i åtgärder mot brunifieringen från skogsmark.

Kunskapsbyggandet är inte heller organiserat för att lösa en förvaltares behov. Situationen kan sägas illustrera ett klassiskt fenomen inom miljöförvaltningen. Det är ofta svårt att få acceptans för att se nya typer av störningar som miljöproblem (Lundgren & Sundqvist, 2003). Den bristande förmågan hos existerande system för miljöövervakning att fånga upp helt nya problem är inte heller obekant för myndigheterna.

Är förvaltningen av övergödningens problemen en förebild?

Övergödning av kustvatten är ett stort och allmänt erkänt problem inom Södra Östersjöns vattendistrikt. För Sveriges inland och kustvatten hålls denna process samman av Vattenmyndigheterna medan HaV är ansvarig för havsmiljön. Genom Havsmiljödirektiv och Vattenförvaltningsförordning finns struktur och verktyg för att hantera övergödningens problemen lokalt, nationellt samt inom EU. Länderna kring Östersjön har även genom Helcom tagit på sig specifika beting. Arbetet har pågått sedan länge med bedömningsgrunder, gränsvärden och miljökvalitetsnormer för god miljöstatus (Good Environmental Status, GES). Det finns också rutiner för rapportering mellan olika förvaltningsnivåer och utveckling av processen i de sexårscykler som fastställts.

En konsekvens av övergödningen är uppkomsten av intensiva algblomningar som i sin tur får följdverkningar genom hela det marina ekosystemet. Övervakningen av algblomning sker via SMHI:s satellitbilder och Informationscentralen för Egentliga Östersjön. Vidare finns bedömningsgrunder för växtplankton. Dessa fångar visserligen inte in fenomenet algblomning i sig,

men genom kopplingar till andra parametrar (t.ex. utbredning av bottenfauna och makroalger, siktdjup, halter av näringsämnen och syrebalans) samt klassificering av kustvattnens näringsstillstånd omfattas algblomningen ändå av Vattenmyndigheternas åtgärdsprogram.

Denna förvaltningsprocess har både styrkor och svagheter. Det finns en tydlig plan både för åtgärdsarbetet och för ansvarsfördelningen mellan Vattenmyndigheten och andra myndigheter som genom sina åtgärder mer direkt ska påverka de aktörer som rent fysiskt kan minska näringsbelastningen på berörda vatten. Men de åtgärder mot övergödning som Vattenmyndigheten för Södra Östersjön föreslagit inom sitt avrinningsområde för tidsperioden 2016-2021 skattas inte vara tillräckliga för att uppnå GES. Man kan vidare notera att de i hög grad präglas av en end-of-pipe-strategi genom att aktörer som bidrar till belastningen av kustvattnen genom konsumtionen eller användning av varor, inte berörs i någon högre grad av åtgärdsprogrammen (Vattenmyndigheten vid Södra Östersjön, 2017).

Förvaltning av Hanöbukts bottenfauna, fisk och sjöfågel

Problemen med den ohälsa och de reproduktionsstörningar som konstateras hos bottenfauna, fisk och sjöfågel i Hanöbukten är svåra att hantera, eftersom den verksamma faktorn/faktorerna är okända. I denna syntes föreslår vi att det kan finnas ett orsakssamband mellan ohälsa och störningar i havet och aktiviteter på land i form av ökad uttransport av organiskt kol från skogsmark. Det bör i det sammanhanget understrykas att det i så fall handlar om normalt förekommande biologiskt aktiva ämnen, där mänskliga aktiviteter skapar obalanser. Men problemen visar framför allt på behovet av ökad kunskap. En långsiktig forskning kring det utökade utflödet av terrestert organiskt kol, dess påverkan på planktonsammansättningen och därmed på produktionen av essentiella näringsämnen bör ses som en viktig försiktighetsåtgärd.

Här kan erfarenheter dras från hur försiktighetsprincipen hanteras av förvaltande myndigheter avseende konstaterat miljötoxiska ämnen. För dessa finns vanligen ingen ”optimalt” låg nivå utan förvaltningen syftar till att hålla föroreningsnivåerna så låga som möjligt. Det kan påpekas att Region Skåne bidrar ekonomiskt till att öka kunskapen för att kunna rena läkemedelsrester i avloppsvatten. Denna minskning ska ske på ett kostnadseffektivt sätt, men det finns ingen angiven nivå som kan bestämmas som tolerabel.

På samma sätt som för brunifieringen saknas bedömningsgrunder för miljöproblem som hör till detta område. Vattenmyndigheten för Södra Östersjön skriver i ett svar till oss författare av syntesrapporten följande: ”Avseende ... ohälsa och smal torsk ... så saknas det bedömningsgrunder för såväl fisk som sjöfågel. Det går därför inte att utifrån vattenförvaltningen svara på om och i vilken omfattning problemen finns.” De uppger även att det finns även stor informationsbrist avseende fysiologiska anomalier och sjukdomar hos viltlevande fiskpopulationer. Men det finns ändå information om antalet fåglar genom den miljöövervakning som nyligen övergått från att bedrivas av ideella krafter på regional nivå till att bli en nationell, statlig angelägenhet.

Fiskeriförvaltning

Fiskeriförvaltning är ett gemensamt ansvarsområde inom EU. Fiskbeståndens nyttjandegrad bestäms gemensamt genom beslut om kvotstorlek och andra begränsningar såsom fredningstider och fiskeredskapens utformning. EU:s förvaltning gäller alla kommersiellt viktiga arter som till stor del befinner sig på gemenskapens vatten. Dit räknas bl.a. torsk, sill, skarpsill, lax,

ål och skrubbskädda. Kustbundna bestånd av exempelvis abborre och gädda betraktas som en nationell angelägenhet. Nationellt finns även möjligheter att styra fiskeflottans utformning genom om utdelning av fiskerätter.

Underlag för EU:s beslut såsom information om fiskbeståndens tillstånd, hämtas från expertorganet Internationella Havsforskningsrådet (ICES) till vilket EU:s medlemsländer och andra nationer har möjlighet att skicka utsedda representanter. Därmed uppfyller dagens förvaltning EBF-kravet på att söka kunskap. Den hantering som gäller det östra östersjöbeståndet av torsk är beroende av den bedömning som görs av en arbetsgrupp; Baltic Fisheries Assessment Working Group (WGBFAS). WGBFAS har dragit slutsatsen att produktiviteten i det östra östersjöbeståndet av torsk endast beror på antalet rekryter, det vill säga den mängd småtorsk som överlever till vuxen ålder. Detta beror i sin tur på att de anser att nuvarande avläsningar av östersjötorskens ålder är otillförlitliga (Eero *et al.*, 2015; ICES, 2017) och antagit att den individuella tillväxten är konstant över tiden. Detta antagande motsägs emellertid av andra studier (Svedäng & Hornborg, 2014; 2017), vilket innebär att WGBFAS hanterat torskens tillväxt på ett sätt som döljer en potentiellt viktig källa till osäkerhet. Det är således tydligt att problem kan uppstå i förvaltningen även om den utvecklats i grunden god organisationsstrategi.

Metoderna för att ta tillvara erfarenheter från tidigare förvaltningsbeslut inom fisket och variationer i förvaltningsregimer skulle kunna stärkas så att förutsättningarna för adaptiv förvaltning förbättras. Exempelvis finns goda erfarenheter av trålningsförbudet i Öresund, där fortfarande torskbeståndet har en relativt naturlig storleksfördelning (se Svedäng & Hornborg, 2017).

Eftersom det lokala fisket i Hanöbukten utnyttjar utsjöbestånd som når in till kusten, påverkas detta fiske av EU:s gemensamma fiskeripolitik (GFP); Sverige kan således inte självt hantera frågan om det kustnära fisket, även om regionala fisken kan ges företräde vid tilldelning av kvoter och fiskerättigheter. Slutligen kan konstateras att GFP:s målbilder för de fyra aspekterna av hållbarhet, som omnämndes i avsnitt 6.1, saknar explicita mål för sociala, ekonomiska och institutionella aspekter på hållbarhet och att även de ekologiska målen är oklara i innevarande GFP. En viktig del av fiskeripolitiken är kravet på att undvika illegalt fiske. Kontrollen av efterlevnaden av bestämmelser och beslut är därför omfattande och administreras av HaV. Relativt nytt för torskfisket i Östersjön är att all fångad fisk måste landas. Uppföljningen av hur regeln efterlevs och de effekter som uppstår är en viktig, om än olöst, del av förvaltningen.

6.5 STÖD ETT AKTIVT DELTAGANDE AV INTRESSENTER I HANÖBUKTEN

Den sjätte principen för EBF som vi tar upp är att problemägare och intressenter aktivt bör delta i förvaltningen. Att *inkludera intressenterna (stakeholders)* i förvaltningen och balansera deras varierande intressen anses vara ett tecken på demokratiskt styre (Buanes *et al.*, 2004). Denna typ av inkluderande kan skapa ett beslutsfattande som bättre speglar samhällets intentioner (Mackinson *et al.*, 2011). Samarbete mellan intressenter och forskare anses ofta vara ett effektivt sätt att förvalta fiske (Mackinson *et al.*, 2011; Burger & Niles, 2013).

Det är sedan tidigare väl känt att det finns ett stort antal individer och organisationer som på olika sätt är engagerade i olika delproblem inom Hanöbukten, vilket delvis redovisas nedan. I

en EBF bör dessa få större uppmärksamhet och ses som en resurs både för vidare problemanalys och utveckling av EBF.

Vid Hanöbukten finns två områden som Unesco utnämnt till biosfärområden: Kristianstads Vattenrike och Blekinge Arkipelag. Dessa utgör lokala initiativ till hållbar utveckling där forskning och utbildning samverkar med resursägare och myndigheter. De tre syftena med biosfärområden överensstämmer till stor del med principerna för ekosystembaserad förvaltning. Syftena inbegriper att bevara av biologisk och kulturell mångfald, ekosystem och landskap, att utveckla samhället på ett långsiktigt och hållbart sätt samt att stödja demonstrationsprojekt, forskning och miljöövervakning. Blekinge Arkipelag har även deltagit i Naturvårdsverkets pilotprojekt ”Samverkansplaner för värdefulla kust och havsområden” (2008–2011), vilket utgick från ekosystemansatsens principer (NV 2011a). Därmed finns inom biosfärområdena redan en erfarenhet att driva ekosystembaserade förvaltningsprocesser som man bör bygga vidare på.

Även forskare, enskilda myndighetspersoner och andra lokala initiativ har skapat kontaktytor och driver en diskussion om Hanöbuktsfrågorna. Dessa initiativ utgör goda exempel på drivkrafter och kreativitet i civilsamhället som bör tas tillvara. Det saknas dock en plattform eller paraplyorganisation som kan sprida information och samordna och strukturera alla initiativ som sker.

Många aktörer uttrycker att Hanöbukten har problem – man vill att något ska ske och att någon ska ta tag i problemen. Detta har framförts såväl till oss som till författare av tidigare Hanöbuktsstudier (Wennberg, 2016). Det finns också individer och organisationer som ser möjligheter att bidra till miljöförbättrande åtgärder idag. Marint centrum i Simrishamn är exempel på en organisation inom en kommun som engagerar sig i frågor som berör Hanöbukten. Centret utgår från Simrishamns roll i fiskenäringen och den sociala utvecklingen i samhället. Andra drivkrafter än enbart miljöfokus kan således vara lika viktiga för det engagemang som finns idag (social och ekonomisk hållbarhet samt landsbygdsutveckling). Fler aktörer, såsom forskare och Ålakademin, har skapat plattformar som ger möjligheter till delaktighet, dock utan att dessa för närvarande har en direkt koppling till och påverkan på ansvariga myndigheter som länsstyrelser eller HaV.

Kommuner har stort ansvar och även mandat att agera på egen hand, vilket gör att aktiviteter kan drivas på kommunal nivå. Exempelvis gör Kristianstads Vattenrike lokala insatser mot brunifiering genom att informera och bedriva arbete för att minska effekterna av markavvattningen från skogen och i samband med dikning. Emellertid saknas en gemensam etablerad plan kring brunifieringsproblemet med åtgärder vars omfattning stämmer överens med problemets geografiska utbredning, dess källor och konsekvenser. Därigenom kan osäkerhet och frustration uppstå såväl hos individer bland lokala engagerade intressenter som hos myndigheter, vilka verkar på större geografisk skala. Avsaknaden av en etablerad organisation gör det också svårt att nå ut med information om de aktiviteter som genomförs samt att följa upp i vilken mån åtgärder ger effekter.

Ålakademin och Simrishamns marina centrum är exempel på starka lokala aktörer vars engagemang på många sätt härrör från ett intresse i fiskefrågor. Men trots att dessa etablerade aktörer finns, så utgör befintliga kanaler mellan dem och nationella beslutsfattare inte en tillräcklig struktur för att ge lokala argument den spridning dessa kanske borde ha. Ett exempel är att det uppfattas som oklart på vilken nivå de reella besluten tas i de fiskefrågorna som

hanteras av GFP. Då är det svårt att veta i vilka fora lokala aspekter och erfarenheter ska föras in, vilket gör att det lokala perspektivet på fiskeriförvaltningen får svårt att hävda sig. Exempelvis påtalar länsstyrelsen i Skåne och Simrishamns marina centrum att de inte stödjer Sveriges agerande inom EU avseende individuella överförbara fiskekvoter, men att de inte får gehör för sina synpunkter. En konsekvens är att viktiga aktörer med förankring i Skåne som anser att det finns mycket positiva erfarenheter av trålförbudet i Öresund, men att dessa inte kan återanvändas i Hanöbukten, eftersom mandat saknas för att fatta sådana beslut i regionen.

6.6 AVSLUTANDE REFLEKTIONER KRING EN FRAMTIDA EKOSYSTEMBASERAD FÖRVALTNING AV HANÖBUKTEN

Den ekosystembaserade förvaltningens ambition att beakta kopplingar såväl inom de naturliga ekosystemen som mellan samhälle och natur, syftar till att öka förutsättningarna för att hantera komplexa system. Men denna ambition ställs inför stora utmaningar. Avslutningsvis tar vi upp några aspekter på hur en fullt genomförd EBF i Hanöbukten skulle kunna ske.

Med tanke på att ett ekosystem är platsbundet, så är valet av plats eller område att förvalta direkt styrande för hur EBF ska implementeras. Det är de olika sektorernas samlade påverkan på ett ekosystem som ska hållas inom ekosystemets hållbarhetsgränser. Hanöbukten i sin helhet är ett kustområde där två länsstyrelser, många kommuner och många sektorer har viktiga regionala eller lokala roller. Därutöver finns nationella och europeiska beslutsfattare. Vi har inte funnit skäl att dela upp Hanöbukten i mindre ekologiska delsystem, men när miljöproblemen uppträder i olika geografiska skalor, krävs att förvaltningen anpassas till dessa förhållanden.

De olika miljöproblemen i Hanöbukten sträcker sig över flera olika geografiska och tidsmässiga skalor. Till exempel är brunifieringen ett resultat av långvariga förändringar och processer som sträcker sig långt upp på land, medan effekten skulle kunna bli att Hanöbukten och andra delar av Östersjön blir mer präglade av heterotrof produktion. Ohälsa hos olika djurgrupper är möjligen vanligare i kustområden, medan den magra och långsamväxande torsken återfinns i hela södra Östersjön. För att kunna hantera påverkan krävs därför att problemanalys och åtgärder sker i samverkan mellan alla relevanta aktörer. Inom ekosystembaserad förvaltning rekommenderas att en enda förvaltare har ett överordnat ansvar inom ett definierat område. Förvaltaren behöver dock inte vara en enskild organisation utan kan bestå av ett konsortium, ett råd eller en process (Crowden & Norse, 2008). För Hanöbukten skulle en ekosystembaserad förvaltning kunna innebära att styrning av bland annat fisket, skogsbruket och även övergödningsfrågan ses över och samordnas på ett mer organiserat och transparent sätt. De olika delaktörerna har med stor sannolikhet olika fokus, resurser, prioriteringar och även olika tidsskalor i utgångsläget, vilket den ansvarige förvaltaren behöver uppmärksamma (Folke *et al.*, 2007; Ohlsson *et al.*, 2007). Det finns också en brist i koherens (samstämmighet) mellan olika policyområden vilket påverkar bland annat vattenförvaltningen i Sverige (Söderberg, 2016). Här vore det värdefullt med en djupare analys av aktörer och institutionella ramverk på olika nivåer.

EBF är i grunden en process som bygger på ett kontinuerligt lärande och en stegvis utveckling och anpassning av förvaltningsmål och organisation. Att införa ekosystembaserad förvaltning kan innebära ett antal svårigheter att hantera t.ex. i form av motsatta synpunkter mellan aktörer, initialt höga förvaltnings- och samordningskostnader, målkonflikter, bristande överensstämmelse mellan geografiska och juridiska skalor och att miljöproblemens karaktär och

beskrivningar förändras över tid. Det finns dock exempel på att det går att utveckla en EBF-process på ett sätt som kan inspirera till efterföljd (Wasson *et al.*, 2015).

För att nå en framgångsrik flernivåförvaltning krävs anpassning för att kunna dra nytta av såväl lokala aktörers engagemang och kunskap som myndigheters möjligheter att samla resurser. Förvaltningsformerna behöver samtidigt ge möjligt att omfatta flera tids- och rums-skalar. En flernivåförvaltning bör även bidra till att utveckla operationaliseringen av ekosystemansatsen, så att den kan förhålla sig flexibel till såväl politiska, institutionella och juridiska gränser som lokalt greppbara gränser i det område förvaltningen avser att verka.

Några kända framgångsfaktorer för att nå en bra samverkan är att: (i) området är begränsat, (ii) samverkansprocesserna fasas in i befintliga strukturer och processer, och (iii) de delar i samverkansplanerna som handlar om marina beskrivningar och åtgärdsprogram (skötselplaner) i första hand fastställs av den organisation som får i uppdrag att ansvara för förvaltningen av området ifråga (NV, 2011b))

7 SLUTSATSER OCH FÖRSLAG

7.1 EKOSYSTEMFÖRÄNDRINGAR I HANÖBUKTEN

Föreliggande rapport pekar på oroväckande miljöstörningar i Hanöbukten och dess omringliggande vatten. Vi drar här först tre övergripande slutsatser och visar med en systembild hur flera av dessa störningar kan kopplas till varandra och till specifika mänskliga aktiviteter på land och till havs (Fig. 7.1). Därefter ges ett antal förslag till hur dessa kopplingar kan hanteras inom en ekosystembaserad förvaltningsmodell.

A. Brunifieringen är även en havsmiljöfråga

Det finns övertygande belegg för att ett ökat och intensifierat skogsbruk har bidragit till ökat utflöde av humusämnen och därmed orsakat brunifiering av sjöar och vattendrag. Det har samtidigt vidtagits kraftfulla åtgärder för att reducera atmosfärsdepositionen av försurande ämnen, främst svavel, och att genom kalkning av sjöar, vattendrag och myrmarker återställa tidigare försurade vatten. Detta bidrar också till att humusämnen åtminstone temporärt frigörs och följer med vattendragen till havet.

I de data som granskats inom ramen för syntes finns en tydlig trend mot ökad uttransport av organiskt kol (bundet i humus) från de åar som mynnar i Hanöbukten. Vi kan således se att Hanöbuktens kustområden får ett väsentligt tillskott av terrestriskt kol som kan bli föda åt bakterier och har potential att förändra planktonsammanställningen och planktonproduktion.

En ökad betydelse av mikrobiell aktivitet skulle kunna innebära att näringskedjan förlängs och förändras. Förändring av förhållandet mellan växtplankton- och bakterieproduktion skulle också kunna leda till brist på essentiella näringsämnen under perioder med hög tillförsel av terrestriskt kol. Därmed skulle brunifieringen kunna ge upphov till förändringar som påverkar viktiga funktioner i såväl Hanöbukten som andra delar av Östersjön.

Observationerna av låg produktion av kiselalger längs Skånes syd- och ostkust samt vattnen runt Bornholm är ännu för få för att en förändrad växtplanktonsammanställning i södra Östersjön skall kunna anses säkerställd.

B. Tiaminbrist är en påtaglig miljöstörning

Brist på specifika näringsämnen som tiamin har konstaterats i olika delar av Hanöbukten. Näringsbristen är att anse som en påtaglig störning då den visat sig kunna leda till överdödighet, reproduktionsskador och populationsminskningar av vitmärta, blåmussla, ejder, lax och öring. Tiaminbrist hos blåmussla, vilket är ejderns viktigaste föda, indikerar att grundorsaken till tiaminbrist måste sökas på lägre nivåer i de marina ekosystemen och att såväl land- som havsbaserade mänskliga aktiviteter måste beaktas. Det bör dock framhållas att tiaminbrist kan uppstå på olika sätt och den behöver inte ha samma orsak hos t.ex. laxartad fisk och ejder.

C. Torskens tillväxt och kondition är låg

Torskbestånden i södra Östersjön är lågproduktiva med ett stort antal individer sammanpressade i ett fåtal storleksklasser. Selektivt fiske är en starkt bidragande orsak till detta förhållande, men det finns även andra faktorer som kan bidra till förekomsten av extremt magra torsk, t.ex. brist på specifika näringsämnen.

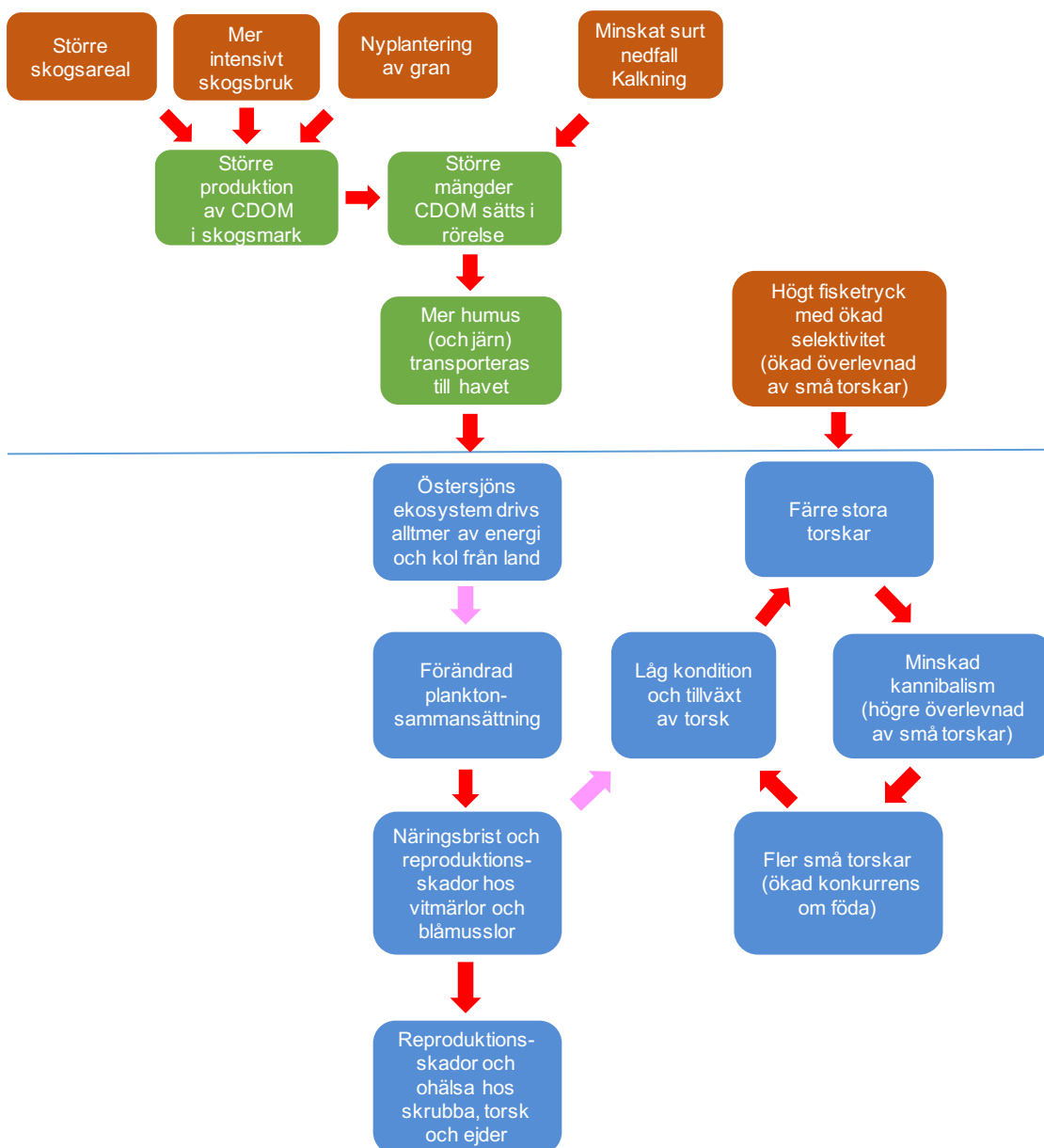


Fig. 7.1. Systembild som visar hur brunifiering och fiske påverkar ekosystemen i Hanöbukten och Östersjön. Den övre delen av bilden avser landbaserade eller samhällsliga processer. Röda pilar är starkare belagda än de rosa.

7.2 PROBLEMEN I TID OCH RUM

Östersjön får idag, jämfört med 1980-talet, en ökande andel av sin organiskt bundna energi från terrestert kol (Hoikkala *et al.*, 2015, Räike *et al.* 2016). Denna ökade uttransport av organiskt kol via vattendragen kan i varierande grad påverka de olika bassängerna i Östersjön (Deutsch *et al.*, 2012; Fransner *et al.*, 2015). Halten av organiskt material i Helge å och Lyckebyån har sedan 1980 ökat mer än i andra större vattendrag i Sverige. Även om dessa två åar i ett Östersjöperspektiv har en måttlig vattenföring, blir förändringen av den uttransporterade mängden terrestert organiskt kol extra stor i Hanöbuktens kustområden. Hanöbuktens kustekosystem kan därmed vara utsatta för extra stor påfrestning.

En förändring av planktonsammansättning tycks pågå i hela Östersjön (Wasmund *et al.*, 2011; Klais *et al.*, 2011; Paczkowska *et al.*, 2017). Växtplankton undersöks rutinmässigt i Östersjöns utsjö, medan provtagningarna i kustnära områden av Hanöbukten är få och sporadiska. Det är därför svårt att avgöra om planktonsammansättningen har förändrats mer vid kusten än i utsjön. Enligt Wasmund *et al.* (2013) kan det också röra sig om periodiska svängningar mellan kiselalger och dinoflagellater som dominerande alggrupp under den viktiga vårbloomingen.

Utbredningen av ohälsa hos fisk har vi inte haft möjlighet att bedöma, då det finns alltför få undersökningar för att ringa in dess omfattning i tid och rum. I de studier som företagits har skrubbskäddans hälsotillstånd varierat kraftigt mellan åren, dvs. både i västra och i östra delen av Hanöbukten. Det starkt varierande hälsotillståndet visar på begränsningen i nuvarande kartläggningsmetodik, där miljöövervakningen består av kortvariga insatser och det är oklart vad som är ett relevant referensområde. Skrubbskäddans episodiskt dåliga hälsotillstånd är dock allvarligt i sig.

Ejderbestånden i Östersjön minskar för närvarande och skärgårdsområdena i Hanöbukten är inte de enda som är drabbade. Tiaminbrist har konstaterats dels hos ejder i Hanöbukten, dels hos blåmusslor vilka utgör ejderns viktigaste föda. Tiaminbrist har även konstaterats t.ex. längs Södermanlandskusten hos blåmussla och ejder, vilket är oroande.

Torskens minskande kondition och tillväxt gäller i hela södra Östersjön, det vill säga där de tätaste bestånden av torsk i Östersjön påträffas idag. Uppkomsten av mycket magra torskar som förekommer bland annat i Hanöbukten, de så kallade slipstorskarna, har inte nödvändigtvis samma orsak som beståndets generellt sett låga tillväxt.

7.3 DISKUSSION OM STYRKOR OCH SVAGHETER I VÅRA SLUTSATSER

I denna syntes hanterar vi problem som är komplexa och som kan ha flera orsaker. Vi gör inte anspråk på att de kopplingar som görs i rapporten är de enda tänkbara, eller att de alltid är av samma vikt. För flera av de kopplingar som förs fram finns det mycket starka belegg för att de gäller just i Hanöbuktsområdet. Andra kopplingar baseras istället på kunskap från andra relevanta områden. Det senare har varit nödvändigt då tillgängliga data från Hanöbukten inte funnits tillgängliga.

Att det pågår en brunifiering av de åar som mynnar i Hanöbukten är ställt utom allt tvivel och att mänskliga aktiviteter påverkar denna process är också klarlagt. Att ändrad markanvändning och förändrat/minskat försurningstryck är två viktiga orsaker är också uppenbart, men deras relativa betydelse har vi inte kunnat bedöma här. Sådan kunskap vore värdefull för den som önskar vidta åtgärder mot brunifieringen.

Förändringar av planktonsammansättning i Östersjön kan förväntas ske, men frågan kvarstår hur omfattande de är i södra Östersjön samt hur permanenta de är. Tillgängliga data som vi redovisat i denna rapport, visar att kiselalgbloomingar under våren, vilka är mycket viktiga för ekosystemets funktion, har minskat dramatiskt vid längs Skånes sydkust under de allra senaste åren. En minskning har även noterats vid Bornholmsdjupet. Samtidigt har kiselhalten ökat i Hanöbukten (Sydkustens VVF 2016; denna studie), vilket indikerar att kiselalgsbloomingarna även har minskat i frekvens vid Hanöbukstens kustområden, då det främst är sådana bloomingar som kan minska halten kisel i havsvattnet (jämför Wasmund *et al.*, 2011). Å andra sidan visar dinoflagellater och heterotrofa plankton som ciliater stabila nivåer utan tydlig tendens att öka eller minska. Dessvärre är det först från år 2017 som det finns

mätningar av planktonsammansättning i Hanöbukten i vattenvårdsförbundens regi. Det är därför svårt att värdera de förändringar som eventuellt kan ha skett. Jämförelser med erfarenheter från andra havsområden måste därför göras och tolkningar får baseras på sekundära uppgifter som förändringar av kiselhalter.

Vi har heller inga uppgifter från Hanöbukten om vilken effekt en eventuell förändring av planktonsammansättning i realiteten kan ha haft på balansen mellan olika näringsämnen för olika djurgruppers födointag. De systembilder vi levererar är därmed spekulativa, men motsägs å andra sidan inte av tillgänglig information. Det ska vidare hållas i minnet att den observerade tiaminbristen kan tänkas uppstå på flera olika sätt genom komplicerade och icke-intuitiva mikrobiella processer.

I denna syntes har vi medvetet inte gett så stor plats för frågor kring fiskars sårskador och deras kopplingar till miljögifter, vilket beror på att dessa aspekter behandlas av HaV i det regeringsuppdrag som rapporterades i februari 2018. Det är dock viktigt att notera att SVA (2017) inte kunnat ge en förklaring till huvuddelen av de undersökta sårskadorna. Någon koppling gick heller inte att göra till kända miljögifter.

Genom att studien i huvudsak fokuserar på fyra problemområden har inte påverkan på Hanöbuktens ekosystem via reningsverk, industri med mera behandlats. Dessa faktorer har inte legat inom ramen för uppdraget, men utgör självklart relevant påverkan ur ett ekosystemperspektiv oavsett om de var och en för sig ligger inom tillåtna gränser. Som framgått av vår analys i kapitel 2 så är exempelvis de sammanlagda utsläppen av TOC från skogsindustrierna i Nymölla och Mörrum på årsbasis ungefär 6 500 ton, vilket kan jämföras med att utflödet via Helge ås mynning är cirka 20 000 ton.

Avsnittet om förvaltningen av Hanöbuktens problem fokuserar på hur en ekosystembaserad förvaltning skulle kunna bidra till mera hållbara ekosystem. Avsnittet kan inte förlita sig på befintliga studier och data i samma utsträckning som övriga delar av rapporten. Istället grundar sig kapitlet på befintlig litteratur om ämnet, erfarenheter från pilotstudier samt intervjuer med aktörer i området. Det finns för närvarande en brist på strukturerade data inom regionen, då befintliga indikatorer för Vattendirektivet (2000/60/EG) eller Havsmiljödirektivet (Ramdirektiv om en marin strategi, 2008/56/EG) inte fångar in de problem som är aktuella här. En annan brist är att övervakning av kustvatten sker med annat huvudsyfte än att möta nationella informationsbehov. TOC eller DOC mäts inte i havet och undersökningar av planktonsammansättningen har inte ingått i provtagningsprogrammen. Trots klara signaler om tiaminbrist i biota har heller inga riktade studier i denna fråga inletts på initiativ utanför akademien och några sådana är heller inte planerade. Förvaltningens möjligheter att genom konkreta åtgärder förbättra situationen kan därmed bara diskuteras översiktligt på grund av den rådande kunskapsbristen.

7.4 VÅRA FÖRSLAG

I denna rapport lyfter vi fram tre viktiga problemområden som visar sig i Hanöbukten och som vi därmed föreslår bör hanteras mer kraftfullt i framtiden. Dessa är att brunifieringen utgör ett havsmiljöproblem, att tiaminbristen utgör ett allvarligt hot, och att torskbeståndet har dålig tillväxt och kondition och därmed också låg produktivitet.

Vi har konstaterat i våra intervjuer av olika nyckelaktörer att flera av problemområdena faller mellan stolarna, då dessa inte stämmer med etablerade indikatorer och hanteringsmallar. Inte

bara förvaltningsorganisationen utan även kunskapsbyggande är viktigt att lägga mer kraft på. Vi föreslår därför ett antal konkreta åtgärder som ska stödja dels hur hantering av miljöproblemen organiseras och förvaltas, dels vilka frågor som bör prioriteras i den nödvändiga kunskapsinhämtningen.

Förvaltning

- Regeringen skulle i ett första steg kunna ge HaV i uppdrag att etablera en samverkan kring brunifieringsproblemet där även Skogsstyrelsen, Länsstyrelserna, Vattenmyndigheterna och universiteten deltar. En ambition bör vara att ta fram en förvaltningsorganisation som kan hantera frågorna såväl kortsiktigt som att i framtiden fasa in dem i befintliga strukturer eller förändra dessa.

En inledande fördjupad analys av regelverk och förvaltningssystem samt av relevanta aktörer kan bidra till att man lär sig mera om problemen och dess orsaker. Denna analys kan visa vem som i så fall har i uppgift att hantera problemen samt komma med lösningar.

- Regeringen bör verka för att fiskets selektivitet förändras och fiskeintensiteten minskas. En plan för att engagera ICES bör tas fram. Det vore också ur EBF-synpunkt fördelaktigt om fiskeförvaltningen på ett mer organiserat och transparent sätt kunde integreras med förvaltning av övriga sektorer som påverkar Hanöbukstens ekosystem.

Torskbeståndets alltmer sammanpressade storleksfördelning och sjunkande produktivitet ger små möjligheter till en livaktig fiskenäring och fritidsfiske. Fiskepolitik ligger till stora delar utanför svensk förvaltning. Svängningar i beståndsstorlek och tillväxt tolkas och adresseras i ett lokalt/ regionalt perspektiv trots att ett mångnationellt fiske pågår bara fyra sjömil ut från kusten.

Kunskapsinhämtning och miljöövervakning

Som nämnts ovan saknas kunskap för att kunna hantera flera av miljöfrågorna på rätt sätt. Men även tillgängliga data analyseras i för liten utsträckning. Här skulle universiteten i mycket högre grad kunna bidra med ett systematiskt kunskapsuppbyggande. Universitetens roll som kunskapssökare och spridare av vetenskapligt belagda sammanhang behöver därför stärkas. Nedan anges några av de kunskapsområden som behöver belysas mer:

- Frågan om hur kolberikningen påverkar de trofiska interaktionerna i havet behöver undersökas med skyndsamhet.
- Brunifieringens effekter på planktonsamhällets artssammansättning bör undersökas i Hanöbukten
 - Planktonsamhället bör övervakas kontinuerligt i Hanöbukstens kustområden i regi av ansvariga myndigheter.
 - Nya mätpunkter bör upprättas i Hanöbukten för att övervaka förändringar i planktonsamhället och förekomst av näringsämnen som B-vitaminer i samarbete med SMHI
 - Betydelsen av förändringar av planktonsamhällets sammansättning för produktionen av essentiella näringsämnen bör undersökas i Hanöbukten

- Hur kopplingar i näringskedjan kan förklara uppkomsten av tiaminbristen behöver klarläggas.
 - Är fler organismgrupper än de som undersökts drabbade av tiaminbrist?
 - Vad har tiaminbristen inom en djurgrupp för utbredning i tid och rum?
 - Kan tiaminbristen (primärt) kopplas till födan eller är även andra faktorer av betydelse?
- Effekter av rening av avloppsvatten från läkemedelsrester behöver följas upp, eftersom detta torde även innebära att vitaminer oskadliggörs. Speciellt skulle en pågående studie vid reningsverket i Kristianstad kunna följas upp.
- Följande åtgärder mot brunifiering föreslås studeras vidare:
 - Att premiera plantering av lövskog (det finns många skäl som talar för det: biologisk mångfald, minskad vindkänslighet, anpassning till varmare klimat etc.)
 - Att miljöpröva anläggning av intensivodlad barrskog i framtiden
 - Att minska kalkning på försök för att bättre förstå effekter av kalkning på markkemiska parametrar
 - Att använda våtmarker som sedimentationsfallor som temporär lösning
 - Att undersöka effekter av dikning på brunifiering
- Kunskap om vilka aktörer och institutioner som är berörda behöver tas fram. Aktuella samhällsmål, regelverk, ansvar och kommunikations-system behöver klarläggas för att kunna matcha problemen ur ett EBF perspektiv.

REFERENSER

- Amcoff, P., Börjeson, H., Landergren, P., Vallin, L. & Norrgren, L. 1999. Thiamine (vitamin B₁) concentrations in salmon (*Salmo salar*), brown trout (*Salmo trutta*) and cod (*Gadus morhua*) from the Baltic Sea. *Ambio* 28: 48–54.
- Andersen, J.H., Carstensen, J., Conley, D.J. *et al.* 2015. Long-term temporal and spatial trends in eutrophication status of the Baltic Sea. *Biological Reviews* doi: 10.1111/brv.12221
- Andersson, A., Jurgensone, I., Rowe, O.F., Simonelli, P., Bignert, A., Lundberg, E. & Karlsson, J. 2013. Can Humic Water Discharge Counteract Eutrophication in Coastal Waters? *Plos One* 8: 13.
- Andersson, A. Meier, H.E.M., Ripszám, M. *et al.* 2015. Projected future climate change and Baltic Sea ecosystem management. *Ambio* 44 (Suppl. 3:S345–S356. DOI 10.1007/s13280-015-0654-8
- Bagge, O., Thurow, E., Steffensen, E. & Bay, J. 1994. The Baltic cod. *Dana* 10: 1–29.
- Balk, L. *et al.* 2009. Wild birds of declining European species are dying from a thiamine deficiency syndrome. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 106: 12001–12006.
- Balk, L. *et al.* 2016. Widespread episodic thiamine deficiency in Northern Hemisphere wildlife. *Sci. Rep.* 6, 38821, <https://doi.org/10.1038/srep38821>.
- Bamstedt, U & Wikner, J. 2016. Mixing depth and allochthonous dissolved organic carbon: controlling factors of coastal trophic balance. *Marine Ecology Progress Series* 561: 17–29.
- Berglund, P. 2008. Invallningar kring de nedre delarna av Helge å. Grunddata, våtmarkspotential och framtid. *Vattenriket i fokus* 2008:6. Kristianstads Vattenrike.
- Beverton, R.J. & Holt, S.J. 1957. On the Dynamics of Exploited Fish Populations. Fisheries Investment Series 2. Vol. 19. U.K. Ministry of Agriculture and Fisheries, London.
- Bignert, A., Danielsson, S., Ek, C., Faxneld, S. & Nyberg, E. 2017. Comments concerning the National Swedish Contaminant Monitoring Programme in Marine Biota, 2017, Report No. 4:2017, Swedish Museum of Natural History.
- Blekingekustens och Hanöbukten VVF. 2008. Blekingekustens vattenvårdsförbund & Vattenvårdsförbundet för västra Hanöbukten. 2008. Hanöbukten. Undersökningar i kustvattnet 1990–2007. 12 s.
- Blekingekustens och Hanöbukten VVF. 2016. Blekinge Kustvatten och Luftvårdsförbund & Vattenvårdsförbundet för västra Hanöbukten. Hanöbukten kustvattenmiljö 2016. Medins AB 2017-04-28. 206 s.
- Bragée, P., Mazier, F., Nielsen, A.B., Rosén, P., Fredh, D., Broström, A., Granéli, W. & Hammarlund, D. 2015. Historical TOC concentration minima during peak sulfur deposition in two Swedish lakes. *Biogeosciences* 12: 307–322 doi:10.5194/bg-12-307-2015.
- Brothers, S. Köhler, J. Attermeyer, K. *et al.* 2014. A feedback loop links brownification and anoxia in a temperate, shallow lake. *Limnology and Oceanography* 59: 1388–1398.
- Brundtland Commission. 1987. *Report of the World Commission on Environment and Development*. United Nations

- Buanes, A., Jentoft, S., Karlsen, G. R., Maurstad, A. & Sørensen, S. 2004. In whose interest? An exploratory analysis of stakeholders in Norwegian coastal zone planning. *Ocean & Coastal Management* 47: 207–223.
- Burger, J. & Niles, L. 2013. Shorebirds and stakeholders: Effects of beach closure and human activities on shorebirds at a New Jersey coastal beach. *Urban Ecosystems* 16: 657–673.
- Cao, X., Aiken, G.R., Butler, K.D., Huntington, T.G., Balch, W.B., Mao, J. & Schmidt-Rohr, K. 2018. Evidence for major input of riverine organic matter into the ocean. *Organic Geochemistry* 116: 62–76.
- Cardinale, M. & Svedäng, H. 2011. The beauty of simplicity in science: Baltic cod stock improves rapidly in a “cod hostile” ecosystem state. *Marine Ecology Progress Series* 425: 297–301.
- Carstensen, J., Andersen, J.H., Gustafsson, B.G. & Conley, D.J. 2014. Deoxygenation of the Baltic Sea during the last century. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 111: 5628–5633.
- Casini, M., Käll, F., Hansson, M. *et al.* 2016. Hypoxic areas, density-dependence and food limitation drive the body condition of a heavily exploited marine fish predator. *Royal Society Open Society* 3: 160416. <http://dx.doi.org/10.1098/rsos.160416>
- Charles, A.T. 1998. Living with uncertainty in fisheries: analytical methods, management priorities and the Canadian groundfishery experience. *Fisheries Research* 37: 37–50
- Conley, D.J., Björck, S., Bonsdorff, E. *et al.* 2009. Hypoxia-Related Processes in the Baltic Sea. *Environmental Science & Technology* 43: 3412–3420.
- Convention of the Ecosystem Approach. 1995. <https://www.cbd.int/ecosystem/decisions.shtml>
- Crowder, L. & Norse, E. 2008. Essential ecological insights for marine ecosystem-based management and marine spatial planning. *Marine Policy* 32: 772– 778.
- Cunningham, L., Bishop, K., Mettävainio, E., & Rosén, P. 2011. Paleoecological evidence of major declines in total organic carbon concentrations since the 19th century in four nemoboreal lakes. *J. Paleolimn.* 45: 507–518.
- Dahlgren, K., Andersson, A., Larsson, U., Hajdu, S. & Ulf Båmstedt, U. 2010. Planktonic production and carbon transfer efficiency along a north–south gradient in the Baltic Sea. *Marine Ecology Progress Series* 409: 77–94.
- Deines, P., Matz, C. & Jürgens, K. 2009. Toxicity of violace in producing bacteria fed to bacterivorous freshwater plankton. *Limnology and Oceanography* 54: 1343–1352.
- DeMott, W. R., 1998. Utilization of a cyanobacterium and Deutsch, B., Alling, V., Humborg, C., Korth, F. & C. Mörth 2012. Tracing inputs of terrestrial high molecular weight dissolved organic matter within the Baltic Sea ecosystem. *Biogeosciences* 9: 4465–4475.
- Driscoll, C.T., Driscoll, K.M., Roy, K.M. & Mitchell, M.J. 2003. Chemical response of lakes in the Adirondack Region of New York to declines in acidic deposition. *Environ. Sci. Technol.* 37: 2036–2042.
- EBM Tools. EBM Roadmap: Core Elements of EBM; 2010 (<http://www.ebmtools.org/roadmap/coreelements.html>).
- Eero, M., Köster, F. W. & Vinther, M. 2012a. Why is the Eastern Baltic cod recovering? *Marine Policy* 36: 235–240.

- Eero, M., Vinther, M., Haslob *et al.* 2012b. Spatial management of marine resources can enhance the recovery of predators and avoid local depletion of forage fish. *Conservation Letters* 5: 486–492.
- Eero, M., Hjelm, J., Behrens, J. *et al.* 2015. Eastern Baltic cod in distress: biological changes and challenges for stock assessment. *ICES Journal of Marine Science*, doi: 10.1093/icesjms/fsv109.
- Ek, C. & Sundelin, B. 2017. Miljöfarliga ämnen. Resultat från NRM och SU:s analyser av fisk, vitmärkla och sediment. Naturhistoriska riksmuseet och Stockholms universitet. Stencil. 7 s.
- Ekroos, J., Fox, A.D., Christensen, T.K., *et al.* 2012. Declines amongst breeding eider *Somateria mollissima* numbers in the Baltic/Wadden Sea flyway. *Ornis Fennica* 89: 81–90.
- Ekström, S.M., Kritzberg, E.S., Kleja, D.B., Larsson, N., Nilsson, P.A., Granéli, W. & Bergkvist, B. 2011. Effect of acid deposition on quantity and quality of dissolved organic matter in soil-water. *Environ. Sci. Technol.* 45: 4733–4739. doi:10.1021/es104126f
- Elmgren, R. 1984. Trophic dynamics in the enclosed, brackish Baltic Sea. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. Int. Explor. Mer* 183: 152-169.
- Elmgren, R., Blenckner, T. & Andersson, A. 2015. Baltic Sea management: Successes and failures. *Ambio* 44: S335–S344.
- Erlandsson, M., Buffam, I., Fölster, J., Laudon, H., Temnerud, J., Weyhenmeyer, G.A. & Bishop, K. 2008. Thirty-five years of synchrony in the organic matter concentration of Swedish rivers explained by variation in flow and sulphate. *Global Change Biology* 14: 1191-1198.
- Evans, C.D, Jones, T.G, Burden, A., Ostle, N., Zielinski, P., Cooper, M. *et al.* 2012. Acidity controls on dissolved organic carbon mobility in organic soils. *Global Change Biology*. doi:10.1111/j.1365-2486.2012.02794.x
- Feeckings, J., Lewy, P. & Madsen, N. 2013. The effect of regulation changes and influential factors on Atlantic cod discards in the Baltic Sea demersal trawl fishery. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 70: 534–542.
- Fleming-Lehtinen, V., Räike, A., Kortelainen, P., Kauppila, P. & Thomas, D.N. 2014. Organic carbon concentration in the northern coastal Baltic Sea between 1975 and 2011. *Estuaries and Coasts* 38: 466-481.
- Folke, C. Pritchard, L. Jr., Berkes, F., Colding, J. & Svedin, U. 2007. The problem of fit between ecosystems and institutions: Ten years later. *Ecology and Society* 12: 30. <http://www.ecologyandsociety.org/vol12/iss1/art30/>
- Fransner, F., Nycander, J., Mörth, C-M., Humborg, C., Meier, H.E.M., Hordoir, R., Gustafsson, E. & Deutsch, B. 2016. Tracing terrestrial DOC in the Baltic Sea. A 3-D model study. *Global Biogeochemical Cycles* 30: 134-148.
- Freese, H.K. & Martin-Creuzberg, D. 2012. Food quality of mixed bacteria–algae diets for *Daphnia magna*. *Hydrobiologia* 715: 63–76.
- Fölster, J., Johnson, R.K., Futter, M.N., & Wilander, A. 2014. The Swedish monitoring of surface waters: 50 years of adaptive monitoring. *Ambio* 43: 3-18.
- Garcia, S.M., Zerbi, A., Alliaume, C., Do, C. & Lasserre, G. 2003. The ecosystem approach to fisheries. Issues, terminology, principles, institutional foundation, implementation and outlook. FAO *Fisheries Technical Paper* 443. ([ftg://ftp.fao.org/docrep/fao/006/y4773e/y4773e00.pdf](ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/006/y4773e/y4773e00.pdf))

- Gustafsson, Ö., Widerlund, A., Andersson, P.S., Ingri, J., Roos, P. & Ledin, A. 2000. Colloid dynamics and transport of major elements through a boreal river — brackish bay mixing zone. *Mar. Chem.* 71: 1–21.
- Haaland, S., Hongve, D., Laudon, H., Riise, G. & Vogt, R.D. 2010. Quantifying the Drivers of the Increasing Colored Organic Matter in Boreal Surface Waters. *Environ. Sci. Technol.* 44: 2975–2980.
- Hamilton, G. & Ekelund, H. 2001. Skogspolitisk historia. Rapport 8A:2001. Skogsstyrelsen.
- Hansson T., Lindesjoo E., Förlin L., Balk L., Bignert A. & Larsson Å. 2006a. Long-term monitoring of the health status of female perch (*Perca fluviatilis*) in the Baltic Sea shows decreased gonad weight and increased hepatic EROD activity. *Aquatic Toxicology* 79:341-355.
- Havs och vattenmyndigheten. 2012. Tillämpning av ekosystemansatsen i havsplaneringen. Rapport 2012:14
- Havs- och vattenmyndigheten. 2013. Regeringsuppdrag Hanöbukten. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2013-10-31.
- Henriksen, P. 2009. Long-term changes in phytoplankton in the Kattegat, the Belt Sea, the Sound and the western Baltic Sea. *Journal of Plankton Research* 61: 114–123.
- Hermann, M., Najjar, R.G., Kemp, W.M., Alexander, R.B., Griffith, P.C., Kroeger, K.D., McCallister, S.L. & Smith, R.A. 2015. Net ecosystem production and organic carbon balance of U.S. East Coast Estuaries: a synthesis approach. *Global Biogeochemical Cycles* 29: 96–111.
- Hessle, C. 1933. Undersökningar rörande torsken (*Gadus callaris* L.) i mellersta Östersjön och Bottnen. [Investigations concerning cod (*Gadus callaris* L.) in the middle Baltic Sea and in the Bothnian Sea]. *Meddelanden från Kungliga Lantbruksstyrelsen* 243: 19–74.
- Hoffmann, M., Johnsson, H., Gustafson, A. & Grimvall, A. 2000. Leaching of nitrogen in Swedish agriculture - a historical perspective, *Agr. Ecosyst. Environ.* 80: 277-290.
- Hoikkala, L. *et al.* 2015. Dissolved organic matter in the Baltic Sea. *Journal of Marine Systems* 142: 47-61.
- Hüssy, K., Gröger, J., Heidemann, F., Hinrichsen, H.-H., & Marohn, L. 2016a. Slave to the rhythm: seasonal signals in otolith microchemistry reveal age of eastern Baltic cod (*Gadus morhua*). *ICES Journal of Marine Science* 73: 1019–1032.
- Hüssy, K., Radtke, K., Plikshs, M., Oeberst, R., Baranova, T., Krumme, U., Sjöberg, R., Walther, Y. & Mosegaard, H. 2016b. Challenging ICES age estimation protocols: lessons learned from the eastern Baltic cod stock. *ICES Journal of Marine Science*, doi: 10.1093/icesjms/fsw107.
- Hutchings, J.A. 2009. Avoidance of fisheries-induced evolution: management implications for catch selectivity and limit reference points. *Evolutionary Applications* 2: 324-34.
- ICES. 2011. ICES WGBFAS Report 2011. 2.4 Cod in Subdivisions 25-32.
- ICES. 2014. ICES WGBFAS Report 2014. 2.4 Cod in Subdivisions 25-32.
- ICES. 2015. ICES WGBFAS Report 2015. 2.1 Cod in Subdivisions 25-32.
- Jansson, B.O. 1978. The Baltic — A Systems Analysis of a Semi-enclosed Sea. In: Charnock H., Deacon G. (eds) *Advances in Oceanography*. Springer, Boston, MA.

- Jeong, H.J., Yoo, Y.D., Kim, J.S., Seong, K.A., Kang, N.S. & Hoon, T. 2010. Growth, feeding and ecological roles of the mixotrophic and heterotrophic dinoflagellates in marine planktonic food webs. *Ocean Sci. J.* 45: 65-91.
- Jordbruksverkets statistikdatabas http://statistik.sjv.se/PXWeb/pxweb/sv/Jordbruksverkets%20statistikdatabas/Jordbruksverkets%20statistikdatabas_Historisk%20statistik_Historisk%20statistik.%20Kap.%203%20Arealanvandning/IISJMGL.px/?rxid=5adf4929-f548-4f27-9bc9-78e127837625
- Karlsson, J., Byström, P., Ask, J., Persson, L. & Jansson, M. 2009. Light limitation of nutrient-poor lake ecosystems. *Nature* 460:506–509. doi:10.1038/nature08179
- Kearney, J. 2010. Review Food consumption trends and drivers. *Phil. Trans. R. Soc. B* 365:2793–2807.
- Keinänen, M., Uddström, A., Mikkonen, J., Casini, M., Pönni, J., Myllylä, T., Aro, E. & Vuorinen, P.J. 2012. The thiamine deficiency syndrome M74, a reproductive disorder of Atlantic salmon (*Salmo salar*) feeding in the Baltic Sea, is related to the fat and thiamine content of prey fish. *ICES Journal of Marine Science* 69: 516–528.
- Klais, R., Tamminen, T., Kremp, A., Spilling, K. & Olli, K. 2011. Decadal-scale changes of dinoflagellates and diatoms in the anomalous Baltic Sea spring bloom. *PLoS ONE* 6: e21567. doi:10.1371/journal.pone.0021567
- Kraft, C.E. & Angert, E.R. 2017. Competition for vitamin B1 (thiamin) structures numerous ecological interactions. *The Quarterly Review of Biology* 92: 151-168.
- Kritzberg, E.S. & Ekström, S.M. 2012. Increasing iron concentrations in surface waters – a factor behind brownification? *Biogeosciences* 9: 1465–1478. doi:10.5194/bg-9-1465-2012.
- Kritzberg, E.S. 2017. Centennial-long trends of lake browning show major effect of afforestation. *Limnology and Oceanography Letters* 2: 105–112.
- Kuliński, K. & Pempkowiak, J. 2011. The carbon budget of the Baltic Sea. *Biogeosciences* 8: 3219–3230.
- Köster, F. W., Huwer, B., Hinrichsen, Hans-H., Neumann, V., Makarchouk, A., et al. 2017. Eastern Baltic cod recruitment revisited—dynamics and impacting factors. *ICES Journal of Marine Science*, 74: 3–19.
- Lalonde, K., Vähätalo, A.V. & Gélinas, Y. 2014. Revisiting the disappearance of terrestrial dissolved organic matter in the ocean: A $\delta^{13}\text{C}$ study. *Biogeosciences* 11:3707-3719.
- Larsson Å., Förlin L., Hanson N., Ek H., Sturve J. & Parkkonen J. 2007. Hälsotillståndet hos abborre och tånglake. *HAVET* 2007:100-102.
- Long, R.D., Charles, A. & Stephenson, R.L. 2015. Key principles of marine ecosystem-based management. *Marine Policy* 57: 53–60.
- Longhurst, A. 2010. *Mismanagement of Marine Fisheries*. Cambridge University Press, Cambridge. 320 s.
- Lundgren, L.J. & Sundqvist, G. 2003. ”Hur blir en förändring i naturen ett miljöproblem?”, i *Vägar till kunskap. Några aspekter på humanvetenskaplig och annan miljöforskning*, L.J. Lundgren (red.), Stockholm: Brutus Östlings Förlag Symposium

- Länsstyrelsen i Blekinge län. 2015. Ejder på Utklippan 2011–2015. Populationsutveckling och jämförelse med inventeringar inom hela utbredningsområdet. 24 s.
- Länsstyrelsen i Skåne län och Region Skåne, 2012. Underrättelse angående allvarliga problem i Hanöbuktens ekosystem, Regeringskansliet dnr M2012/1741/Nm.
- Löfstrand, K.; Liu, X.; Lindqvist, D.; Jensen, S.; Asplund, L. 2011a. Seasonal variations of hydroxylated and methoxylated brominated diphenyl ethers in blue mussels from the Baltic Sea Chemosphere 84: 527–532.
- Löfstrand, K., Haglund, P., Bergman, Å. & Kautsky, L. 2011b. Hydroxylated and methoxylated polybrominated diphenyl ethers and polybrominated dibenzo-*p*-dioxins in algae and blue mussels from the Swedish coast line - patterns and correlations. I doktorsavhandlingen Löfstrand, K.: Trends and exposure of naturally produced brominated substances in Baltic biota - with focus on OH-PBDEs, MeO-PBDEs and PBDDs. Stockholms universitet.
- Mackinson, S., Wilson, D. C., Galiay, P. & Deas, B. 2011. Engaging stakeholders in fisheries and marine research. *Marine Policy* 35: 18–24.
- Madsen, N. 2007. Selectivity of fishing gears used in the Baltic Sea cod fishery. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 17: 517–544.
- Matz, C. & Kjelleberg, S. 2005. Off the hook—how bacteria survive protozoan grazing. *Trends in Microbiology* 13: 302–307.
- Matz, C., Webb, J.S. Schupp, P.J., *et al.* 2008. Marine biofilm bacteria evade eukaryotic predation by targeted chemical defense. *PLoS ONE* 3: e2744.
- Martin-Creuzberg, D., Beck, B. & Freese, H.M. 2011. Food quality of heterotrophic bacteria for *Daphnia magna*: evidence for a limitation by sterols. *FEMS Microbiol Ecol* 76: 592–601.
- Meyer, P.F. 1952. Die Dampferfischerei in der Ostsee während der Kriegsjahre 1939/45 und ihre Bedeutung für die Fischwirtschaft und Fischereiwissenschaft [Fishery by steamers in the Baltic during the years of war 1939/45 and its importance for fisheries economics and fisheries science]. *Berichte der Deutschen Wissenschaftlichen Kommission für Meeresforschung* 12: 168–209.
- Meyer-Jacob, C., Tolu, J., Bigler, C., Yang, H., & Bindler, R. 2015. Early land use and centennial scale changes in lake-water organic carbon prior to contemporary monitoring. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 112: 6579–6584.
- Meyer-Jacob, C., Michelutti, N., Paterson, A.M., Monteith, D., Yang, H., Weckström, J., Smol, J.P., & Bindler, R. 2017. Inferring past trends in lake water organic carbon concentrations in northern lakes using sediment spectroscopy. *Environ. Sci. Technol.* 51: 13248–13255.
- Moksnes, P.-O., Gullström, M., Tryman, K. & Baden, S. 2008. Trophic cascades in a temperate seagrass community. *Oikos* 11: 763–777.
- Momigliano, P., Jokinen, H., Fraimout, A., Florin, A.-B., Norkko, A. & Merilä, J. 2017. Extraordinarily rapid speciation in a marine fish. *PNAS*, doi/10.1073/pnas.1615109114
- Monteith, D.T., Stoddard, J.L., Evans, C.D., de Wit, H.A., Forsius, M., Högåsen, T., Wilander, A., Skjelkvåle, B.L., Jeffries, D.S., Vuorenmaa, J., Keller, B., Kopáček, J. & Vesely, J. 2007. Dissolved organic carbon trends resulting from changes in atmospheric deposition chemistry. *Nature* 450: 537–541.

- Möllmann, C., Müller-Karulis, B., Kornilovs, G. & St John, M.A. 2008. Effects of climate and overfishing on zooplankton dynamics and ecosystem structure: regime shifts, trophic cascade, and feedback loops in a simple ecosystem. *ICES Journal of Marine Science* 65: 302–310.
- Mörner T., Hansson, T., Carlsson, L., Berg, A-L., Ruiz Muñoz, Y., Gustavsson, H., Mattsson, R. & Balk, L. 2017. Thiamine deficiency impairs common eider (*Somateria mollissima*) reproduction in the field. *Scientific Report* 7: 14451. www.nature.com/scientificreports
- Mörrums Kronolaxfiske. 2016. Sjuk lax i svenska östersjöälvar – fakta och frågeställningar. Sveaskog PM 2016-11-02
- Naturvårdsingenjörerna AB, 2014. Kontroll av vattenkvalitet i Bivarödsåns avrinningsområde 2014. Rapport till Vattenriket, Kristianstads kommun.
- Naturvårdsverket, 2007. Ekosystemansatsen – en väg mot bevarande och hållbart nyttjande av naturresurser. Rapport 7582.
- Naturvårdsverket, 2011a. Samverkansplaner för värdefulla kust- och havsområden. Projektrapport och rekommendationer för vidare arbete. Rapport 6471
- Naturvårdsverket, 2011b. Framtidens flexibla förvaltningsformer? En utvärdering av projektet Samverkanplaner för värdefulla kust- och havsområden. Rapport 6435
- National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), 2007. What is Ecosystem-based Management? http://celebrating200years.noaa.gov/magazine/chesapeake_fish_mgmt/side1.html
- Neidemann, R., Wenngren, J. & Emil Ólafsson, E. 2003. Competition between the introduced polychaete *Marenzelleria* sp. and the native amphipod *Monoporeia affinis* in Baltic soft bottoms. *Marine Ecology Progress Series* 264: 49–55,
- Nilsson, L. & Haas, H. 2016. Distribution and numbers of wintering waterbirds in Sweden in 2015 and changes during the last fifty years. *Ornis Svecica* 26: 3–54.
- Nilsson, P.A., Löfgren, S. & Kritzberg, E.S. 2016. Increasing concentrations of iron in surface waters as a consequence of reducing conditions in the catchment area. *J. Geophys. Res. Biogeosci.* 121: 479–493. doi:10.1002/2015JG003141.
- Nixon, S.W. & Buckley, B.A. 2002. "A Strikingly Rich Zone" Nutrient Enrichment and Production in Coastal Marine Ecosystems. *Estuaries* 25: 782-796
- Ohlsson, P., Folke, C., Galaz, V., Hans, T. & Schultz, L. 2007. Enhancing the fit through adaptive co-management: Creating and maintaining bridging functions for matching scales in the Kristianstads Vattenrike Biosphere Reserve, Sweden
- Paczkowska, J., Rowe, O., Schlüter, L., Legrand, C., B. Karlson, B. & Andersson, A. 2017. Allochthonous Matter—an Important Factor Shaping the Phytoplankton Community in the Baltic Sea. *J. Plankton Res.* 39: 23–34.
- Panzeca C, et al. 2009. Distributions of dissolved vitamin B12 and Co in coastal and open-ocean environments. *Estuar Coast Shelf Sci* 85: 223–230.
- Persson L-E. & Göransson P. 1989. Hanöbukten som naturresurs. Del 1 Miljö. Länsstyrelserna i Blekinge och Kristianstads län samt Lunds universitet.

- Phillips, N.W. 1984. Role of different microbes and substrates as potential suppliers of specific, essential nutrients to marine detritivores. *Bulletin of Marine Science* 35: 283-298,
- Piccini, C., Conde, D., Pernthaler, J. & Sommaruga, R. 2009. Alteration of chromophoric dissolved organic matter by solar UV radiation causes rapid changes in bacterial community composition. *Photochem. Photobiol. Sci.* 8: 1321-1328.
- Ranåker, L., Jönsson, M., Nilsson, P.A. & Brönmark, C. 2012. Effects of brown and turbid water on piscivore-prey fish interactions along a visibility gradient. *Freshw. Biol.* 57: 1761–1768. doi:10.1111/j.1365-2427.2012.02836.x
- Regeringen. 2012. Regleringsbrev för budgetåret 2013 avseende Havs- och vattenmyndigheten. Rege-
ringsbeslut I:22, 2012-12-20 M2012/3408/S (delvis) M2010/4625/Nm m.fl.
- Regeringen. 2014a. Uppdrag att kartlägga omfattningen av sårskadad fisk i Hanöbukten Regeringens
beslut I:4, 2014-05-28. M2014/840/Nm. M2014/1349/Nm
- Regeringen. 2014b. Uppdrag att övervaka miljön i Hanöbukten under tre år för att undersöka eventu-
ella samband mellan miljöfarliga ämnen och fiskhälsa. Regeringsbeslut. I:5. 2014-05-28.
M2014/840/Nm. M2014/1350/Nm.
- Ríos-Villamizar, E.A., Piedade, M.T.F., Da Costa, J.G., Adeney, J.M. & Junk, W.J. 2014. Chemistry of
different Amazonian water types for river classification: a preliminary review 2013. In: WIT Transac-
tions on Ecology and The Environment, Vol. 178, WIT Press. doi:10.2495/WS130021.
- Räike, A., Kortelainen, P., Mattsson, T. & Thomas, D.N. 2016. Long-term trends (1975–2014) in the
concentrations and export of carbon from Finnish rivers to the Baltic Sea: organic and inorganic
components compared. *Aquatic Science* 78: 505–523.
- Sandström, O., Larsson, Å., Andersson, J., Apelberg, M., Bignert, A., Ek, H., Förllin, L. & Olsson, M.,
2005. Three decades of Swedish experience demonstrates the need for integrated long-term monitor-
ing of fish in marine coastal areas. *Water Qual Res J Can* 40: 233-250.
- Sañudo-Wilhelmy, S.A., Cutter L. S., Durazo R., Smail, E. A., Gómez-Consarnau, L., Webb, E.A., Pro-
kopenko, M.G., Berelson, W.M. & Karl D. M. 2012. Multiple B-vitamin depletion in large areas of the
coastal ocean. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 109:1
4041–14045.
- Skogsdata 2012–16. <https://www.slu.se/centrumbildningar-och-projekt/riksskogstaxeringen/statistik-om-skog/skogsdata/>
- Skov, S., Heinänen, R., Žydelis, J. *et al.* 2011. Waterbird populations and pressures in the Baltic Sea.
TemaNord 2011:550.
- Stadmark, J., Moldan, F. & Jutterström, S. 2017. DOC-förändringar och MAGIC. IVL
Svenska Miljöinstitutet, Rapport C 255.
- Stephenson, R.L., Benson A.J., Brooks, K. Charles, A., Degnbol, P., Dichmont, C.M., Kraan, M.,
Pascoe, S., Paul, S.D., Rindord, A., & Wiber, M. 2017. Practical steps toward integrating economic, so-
cial and institutional elements in fisheries policy and management. *ICES Journal of Marine Science*
doi:10.1093/ices/ms/fsx057.
- Stoker, G. 1998. Governance as theory: five propositions. *International Social Science Journal* 50: 17-
28.

- Sulzberger, B. & Durisch-Kaiser, E. 2009. Chemical characterization of dissolved organic matter (DOM): A prerequisite for understanding UV-induced changes of DOM absorption properties and bioavailability. *Aquat. Sci.* 71: 104-126.
- SVA (Statens veterinärmedicinska anstalt). 2016. Kartläggning av sårskadad fisk i Hanöbukten. Redovisning av regeringsuppdrag 2014/1349Nm
- SVA (Statens veterinärmedicinska anstalt). 2017. Sjuklighet och dödlighet i svenska laxälvar 2014–2016. Rapport 2017-01-23. 44 s.
- Svedäng, H. & Hornborg, S. 2014. Fishing induces density-dependent growth. *Nature Communication* 5: 4152. doi:10.1038/ncomms5152
- Svedäng, H. & Hornborg, S. 2015. In waiting for a flourishing Baltic cod (*Gadus morhua*) fishery that never comes: old truths and new perspectives. *ICES Journal of Marine Science* 72: 2197-2208.
- Svedäng, H. & Hornborg, S. 2017. Historic changes in length distributions of three Baltic cod (*Gadus morhua*) stocks: Evidence of growth retardation. *Ecology and Evolution* 7:6089–6102. <https://doi.org/10.1002/ece3.3173>
- Svensson, L. 2014. Bland sjögräs och tång i Hanöbukten. Rapportserien Vattenriket i Fokus 2014:7. Biosfärkontoret Kristianstads vattenrike.
- Sydkustens VVF. 2016. Sydkustens vattenvårdsförbund. Årsrapport. Toxicon rapport 073-16 Härslövmars 2017. 77 s.
- Sylvander, P., Häubner, N. & Snoeijs, P. 2013. The thiamine content of phytoplankton cells is affected by abiotic stress and growth rate. *Microb Ecol.* 65: 566–577.
- Söderberg, C. 2016. Complex governance structures and incoherent policies: implementing the water framework directive in Sweden. *Journal of Environmental Management* 1 (183) 97-97.
- Tasevska N., Runswick, S.A., McTaggart, A., Bingham, S.A. 2008. Twenty-four-hour urinary thiamine as a biomarker for the assessment of thiamine intake. *European Journal of Clinical Nutrition* 62: 1139–1147.
- Thurow, F. 1997. Estimation of the total fish biomass in the Baltic Sea during the 20th century. *ICES Journal of Marine Science* 54: 444–461.
- Toxicon. 2013. Växt- och djurplankton i Hanöbukten. Undersökningar juni-november 2013
- Toxicon rapport 031-13, Härslöv december 2013. 9 s.
- UNEP. 2011. Taking steps toward marine and coastal Ecosystem-Based Management – an introductory guide. UNEP Regional Seas Reports and Studies No 189. ISBN 978-92-807-3173-6
- United Nations 1992. The Rio Declaration on Environment and Development. Available at <https://www.un.org/documents/ga/conf151/aconf15126-1annex1.htm> [Accessed 3 Nov 2017].
- United Nations Convention on Biological Diversity (CBD). 2011. Ecosystem Approach (<http://www.cbd.int/ecosystem/>).
- Vattenmyndigheten för Södra Östersjön. 2017. Åtgärdsprogram 2016–2021. Åtgärder riktade till myndigheter och kommuner samt konsekvensanalys.
- Vähätalo, A.V. 2009. Light, photolytic reactivity and chemical products. In: Likens, G.E. (Ed.), *Encyclopedia of Inland Waters*. Elsevier, Oxford, pp. 761–773

- Ward, T., Tarte, D., Hegerl E, Short, K., 2002. Policy proposals and operational guidance for ecosystem-based management of marine capture fisheries. Sydney: WWF,.
- Wasmund, N., Göbel, J. & v. Bodungen, B. 2008. 100-years-changes in the phytoplankton community of Kiel Bight (Baltic Sea). *Journal of Marine Systems* 73: 300–322.
- Wasmund, N., Tuimala, J., Suikkanen, S. et al. 2011. Long-term trends in phytoplankton composition in the western and central Baltic Sea. *J. Mar. Syst.* 87: 145–159.
- Wasmund, N., Nausch, G. & Feistel, R. 2013. Silicate consumption: an indicator for long-term trends in spring diatom development in the Baltic Sea. *J. Plankton Res.* 35: 393–406.
- Wasson, K., Suarez, B., Akhavan, A., McCarthy, E., Kildow, J., Johnson, J.S., Fountain, M.C., Woolfolk, A., Silberstein, M., Pendleton, L. & Feliz, D. 2015. Lessons learned from an ecosystem-based management approach to restoration of a California estuary. *Marine Policy* 58: 60–70.
- Wennberg, L. 2016. Miljöproblemen i Hanöbukten. Hur går vi vidare? – En intervjustudie. Examensarbete för kandidatexamen. Miljövetenskap Lunds universitet. <https://lup.lub.lu.se/student-papers/search/publication/8877410>
- Wenggren, J & Ólafsson, E. 2002. Intraspecific competition for food within and between year classes in the deposit-feeding amphipod *Monoporeia affinis*–the cause of population fluctuations? *Marine Ecology Progress Series* 240: 205–213,
- Wiklund, A., Sundelin, B. & Rosa, R. 2008. Population decline of amphipod *Monoporeia affinis* in Northern Europe: consequence of food shortage and competition? *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 367: 81-90.
- Wikner J. & Andersson, A. 2012. Increased freshwater discharge shifts the carbon balance in the coastal zone. *Glob Chang Biol* 18: 2509–2519.
- Zuo, S., Kania, P.W., Mehrdana, F., Marana, M.H. & Buchmann, K. 2018. *Contraecaecum osculatum* and other anisakid nematodes in grey seals and cod in the Baltic Sea: molecular and ecological links. *Journal of Helminthology* 92: 81–89.
- Zweifel, U.L., Wikner, J. & Hagström, Å. 1995. Dynamics of dissolved organic carbon in a coastal ecosystem. *Limnology and Oceanography* 40: 299–305.

APPENDIX

Figur 1. Figurer över COD-utveckling i Helge å, Lyckebyån och Mörrumsån.

Figur 2. Mätstationer för siktdjup i och omkring Hanöbukten.

Figur 3. Använda mätstationer för nederbörd och grundvattennivå.

Figur 4. Tidsserier över andelen kalmark av den totala landarealen i Kronobergs, Blekinge och Skåne län.

Tabell 1: Sammanställning av källor till miljödata rörande Hanöbukten. (pdf-fil)

Tabell 5.1. Statistiska analyser av torskpopulationens längddiversitet

Förkortningar

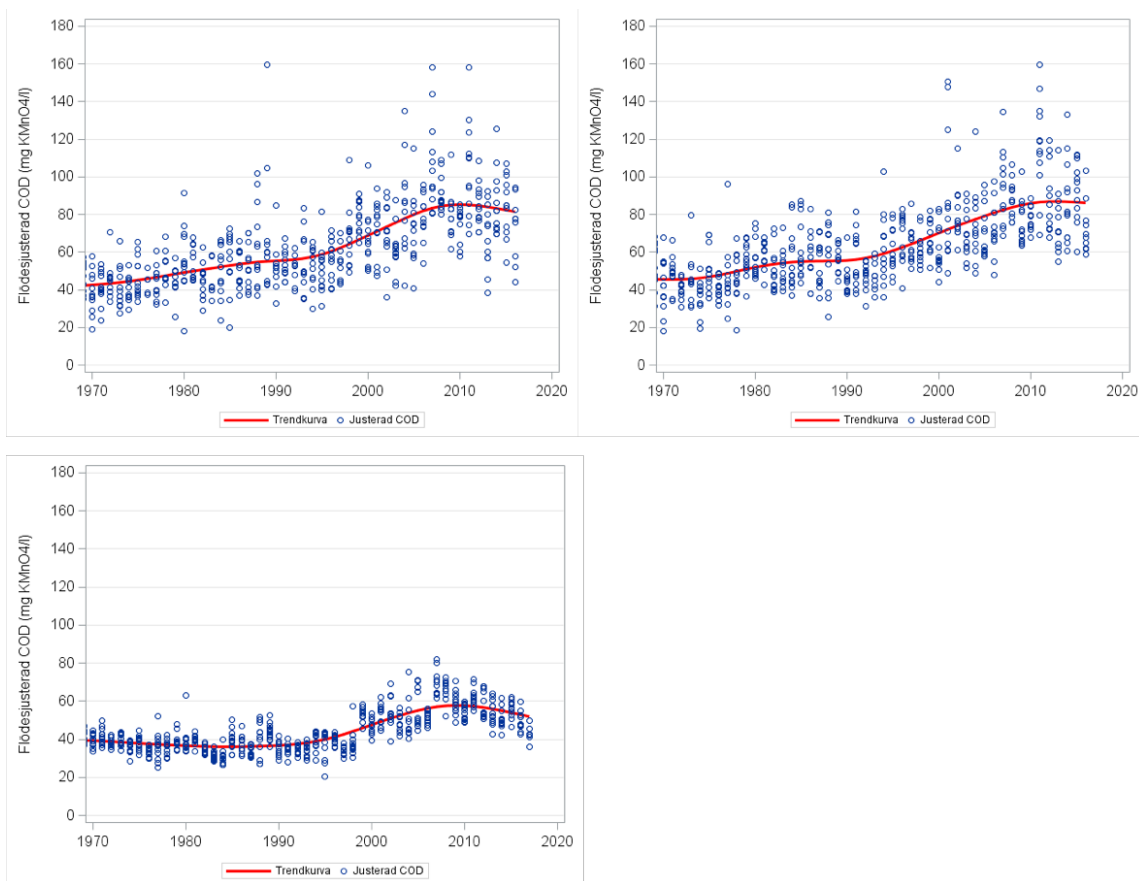
Vetenskapliga sammanställningar gjorda enligt uppdrag från HMI: (pdf-filer)

Underlagsrapport 1: Karlson, B. & Wesslander, K. 2017

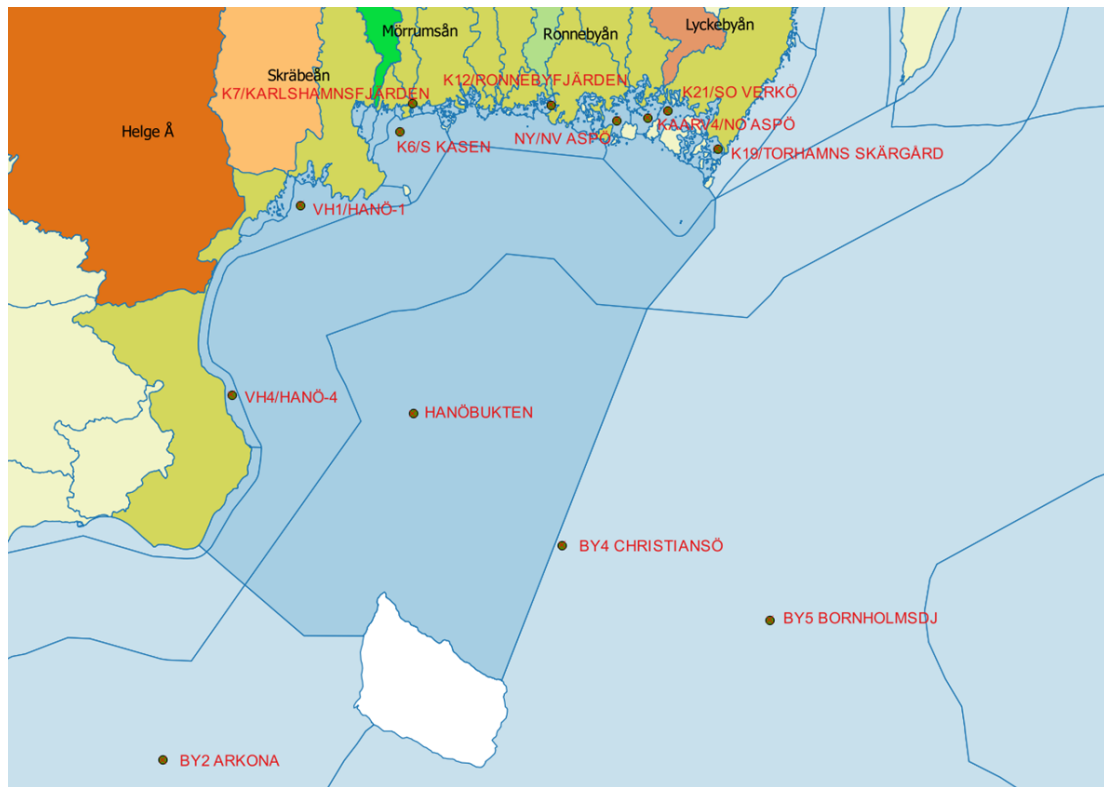
Underlagsrapport 2: Förlin, L. 2017.

Underlagsrapport 3: Hansson, T. & Balk, L. 2017

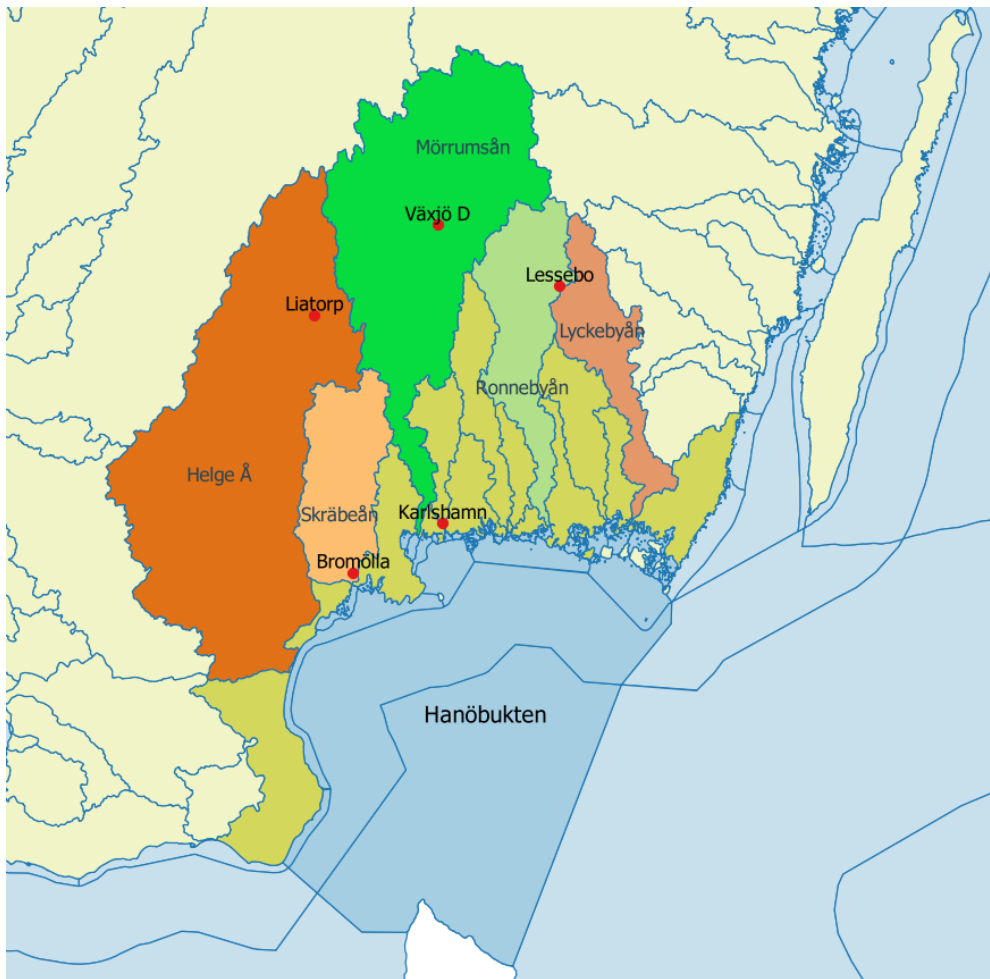
Underlagsrapport 4: Olsson, J. 2018.



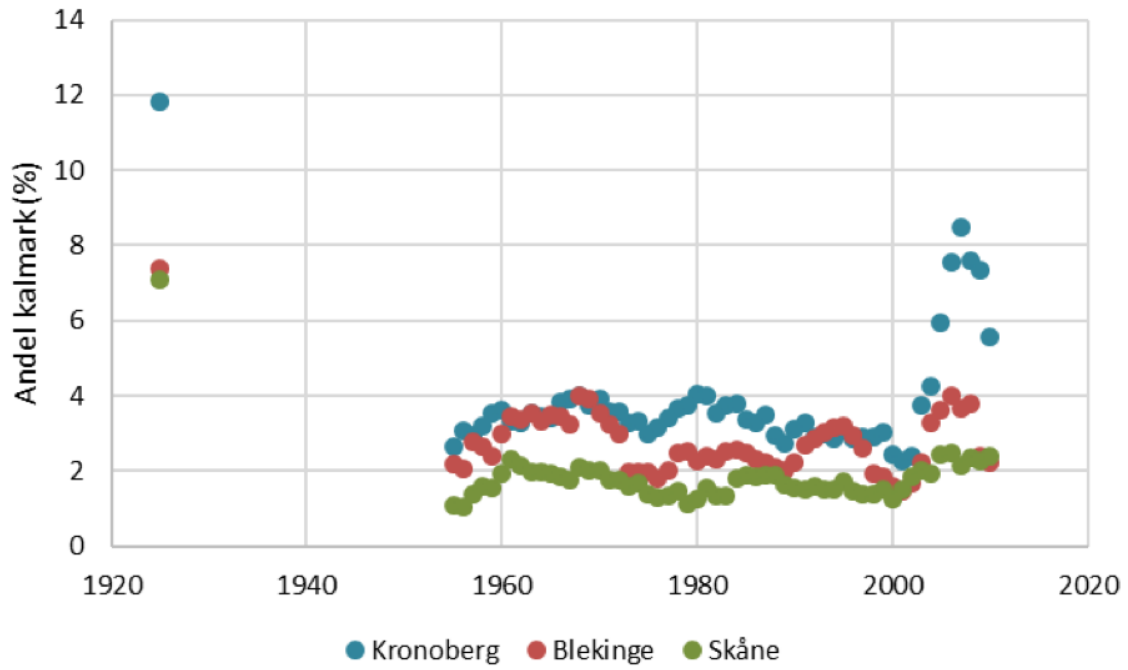
Figur 1. Tidsserier av flödesjusterade COD-värden med tillhörande trendkurvor för Helge å, Lyckebyån och Mörrumsån. Trendanalyserna och flödesjusteringen har utförts med hjälp av Generaliserade Additiva Modeller (GAM).



Figur 2. Mätstationer för siktdjup i och omkring Hanöbukten.



Figur 3. Använda mätstationer för nederbörd (Växjö D, Lessebo, Karlshamn, Bromölla) och grundvattennivåer (Liatorp)



Figur 4. Tidsserier över andelen kalmark av den totala landarealen i Kronobergs, Blekinge och Skåne län.

Tabell 1: Sammanställning av källor till miljödata rörande Hanöbukten.

ID	Variabler	Rumslig skala	Frekvens	Typ av data	Ansvarig organisation	Västra Hanöbukten	Hanöbukten	Södra Östersjön	Sverige
1	Meteorologi, hydrologi, oceanografi, hydrografi	Nationell	Fortlöpande	Observationer och beräkningar.	SMHI				x
2	Miljögifter och partiklar i luft	Nationell	Fortlöpande	Observationer	SMHI datavärd				x
3	Halter i luft, atmosfäriskt nedfall, markvattenkemi	Nationell	Fortlöpande	Observationer och beräkningar	IVL				x
4	Vattenkemi, plankton, bottenfauna, vattenväxter mm i sötvatten.	Nationell och regional	Fortlöpande	Observationer	SLU datavärd				x
5	Halter och ämnes-transporter vid flodmynningar	Nationell	Fortlöpande	Observationer och beräkningar	SLU datavärd				x
6	Vattenkemi, plankton, bottenfauna, vattenväxter mm i havsvatten.	Nationell och regional	Fortlöpande	Observationer	SMHI datavärd	x	x	x	x
7	Metaller och organiska miljögifter i marin biota	Nationell	Fortlöpande	Observationer	NRM utförare				x
8	Metaller och miljögifter i marina sediment	Nationell	Sporadisk	Observationer	SGU datavärd				x
9	Växtplankton, bottenfauna, miljögifter, näringsämnen	Regional	Fortlöpande	Observationer	Västra Hanöbuktens VVF beställare	x	x		

10	Växtplankton, bottenfauna, miljögifter, näringsämnen	Regional	Fortlöpande	Observationer	Blekinge VVF beställare		x		
11	Fiskbestånd i utsjövattnen	Nationell	Fortlöpande	Taxering					x
12	Fiskbestånd i kustvattnen	Nationell	Fortlöpande	Taxering					x
13	Förekomst av havsörn	Nationell	Fortlöpande	Taxering	NRM utförare				x
14	Förekomst av sjöfågel	Nationell	Fortlöpande	Taxering	Lunds Univ. utförare				x
15	Råvattenkvalité för dricksvattenproduktion	Lokal	Fortlöpande	Observationer	Vattenverk med ytvattentäkter	x			

- SMHI ansvarar för fortlöpande insamling och tillhandahållande av meteorologiska, hydrologiska och oceanografiska data i Sverige och omgivande havsområden. Meteorologiska data innefattar bland annat temperatur, nederbörd, moln, vind, strålning, snö, och lufttryck. Hydrologiska data innefattar vattenföring, vattenstånd, is och avdunstning. Oceanografiska data innefattar havsvattenstånd, havsströmmar, havsvågor, havstemperatur, havsis och algutbredning. SMHIs databas SVAR, Svenskt VattenArkiv, lagras hydrografiska data om avrinningsområden, sjöar, vattendrag och havsområden.
Webbsida: <https://www.smhi.se/klimatdata>
- SMHI lagrar och tillgängliggör svenska luftmiljödata från kommuner, myndigheter och luftvårdsförbund. Luftkvalitetsdata innefattar halter av organiska miljögifter, tungmetaller, svavel och partiklar. Nedfallet av metaller mäts genom analys av metaller i mossor.
Webbsida: <https://www.smhi.se/klimatdata/miljo/luftmiljodata>
- Krondroppsnetet är ett mätprogram som under tre decennier har följt utvecklingen av nedfall av luftföroreningar i skogen och dess effekter på luft, växtlighet, mark och vatten. Mätprogrammet är främst på försurande ämnen. Modellberäkningar kompletterar observerade data.
Webbsida: <http://krondroppsnetet.ivl.se/innehall/krondroppsnetet.4.2f3a7b311a7c8064438000623553.html> Rapport: IVL (2015). Krondroppsnetet 1985-2015 tre decennier med övervakning av luftföroreningar och dess effekter i skogsmark. IVL Rapport C 127.

4. SLU är nationell datavärd för data som insamlats från sötvatten inom nationell och regional miljöövervakning, samt inom den samordnade recipientkontrollen. Mätprogrammen omfattar vattenkemi, växtplankton, djurplankton, påväxtalger, bottenfauna och vattenväxter. Insamlade data kan laddas ner från <http://miljodata.slu.se/mvm/>
5. Flodmynningsprogrammet är ett mätprogram för fysikalisk-kemiska mätningar av vatten från mynningarna av ca 50 svenska floder. Mätningarna som utförs av SLU och ingår i datavärdskapet för sötvatten är främst inriktade på näringsämnen, försurande ämnen och metaller. Ämnestransporter beräknas genom att kombinera uppmätta halter med vattenföringsdata.
Webbsida: <http://miljodata.slu.se/mvm/>
6. SMHI är nationell datavärd för fysikalisk-kemiska och marinbiologiska data som insamlats från kust- och utsjövatten inom nationell och regional miljöövervakning, samt inom den samordnade recipientkontrollen. Marinbiologiska data innefattar mjukbottenfauna (zoobenthos), vegetationsklädda botten (epibenthos), djur-, växt- och bakterieplankton, klorofyll (integrerat prov), primärproduktion, sedimentation, förekomst av vikaresäl, gråsäl och knubbsäl och sälpatologi. Fysikaliska-kemiska data innefattar temperatur, salthalt, pH, alkalinitet, syrgashalt, näringsämnen, klorofyll samt sikt-djup. Insamlade data kan laddas ner från <https://www.smhi.se/klimatdata/oceanografi/havsmiljodata/marina-miljoovervakningsdata>
7. Naturhistoriska riksmuseet (NRM) ansvarar för insamling och provtagning av fisk, musslor och ägg från sillgrissla inom delprogrammet metaller och organiska miljögifter i marin biota. Datavärdskapet håller på att överföras från IVL till Sveriges Geologiska Undersökning (SGU).
Webbsida: <http://www.nrm.se/forskningochsamlingar/miljoforskningochovervakning/miljogiftsovervakning/miljogifterkustochhav.16604.html>
8. SGU analyserar metaller och organiska miljögifter i sediment från de större havsbassängerna: Bottenviken, Bottenhavet, Egentliga Östersjön, Kattegatt och Skagerak. Provtagning har skett 2003, 2008 och 2014 och är planerad att utföras vart 6:e år framöver.
Webbsida: <https://www.sgu.se/produkter/geologiska-data/datavardskap/miljogifter/sediment/>
9. Västra Hanöbuktens vattenvårdsförbund organiserar övervakning av miljön i västra Hanöbukten. Programmet omfattar mätningar av fysikalisk-kemiska variabler i vatten, mjukbottenfauna, hårdbottenprovtagning (makroalger), metaller och andra miljögifter i sediment och biota samt fiskfysiologi.
Webbsida: http://www.hanobukten.org/v_hanobukten.htm
10. Blekingekustens vattenvårdsförbund organiserar övervakning av miljön i Blekinges kustvatten. Programmet omfattar mätningar av fysikalisk-kemiska variabler i vatten, mjukbottenfauna, hårdbottenprovtagning (makroalger), metaller och andra miljögifter i sediment och biota samt fiskfysiologi.
Webbsida: <http://www.vattenorganisationer.se/blekingekv/vf/modules.php?name=Content&op=showcategory&cat=560>

11. ICES sammanställer bestånd av sill, skarpsill, torsk, rödspätta, skrubba och piggvar i utsjövatten.
Webbsida: https://datras.ices.dk/Data_products/Download/Download_Data_public.aspx
12. SLU sammanställer bestånd av kustfisk.
Webbsida: <http://www.slu.se/institutioner/akvatiska-resurser/databaser/kul/>
13. NRM gör varje år en inventering av havsörnsstammen i Sverige.
Webbsida: <http://www.nrm.se/forskningochsamlingar/miljoforskingochovervakning/miljogiftsovervakning/akvatiskatoppkonsumenter.8999707.html>
14. Sedan 2015 finns ett nationellt program för sjöfågeltaxering.
Webbsida: <http://www.fageltaxering.lu.se/nyheter/midvinterrakningar-av-sjofagel>
15. Kommunala vattenverk gör regelbundet analyser av råvattnets innehåll av bland annat organiskt material och järn. Karlskrona vattenverk tar sitt råvatten från Lyckebyån i Hanöbuktens tillrinningsområde.

Tabell 5.1. Modelleringsresultat för sambandet mellan torskpopulationens längddiversitet (dvs. index på den individuella tillväxten) och följande parametrar: area av syrefattiga bottnar i Östersjön ($O_2 < 2$ ml/l), medelantal fångade torsk per tråltimme (CPUE) och totalbiomassan torsk per besatt längdgrupp (jmf Svedäng & Hornborg 2017). Modellen har följande utseende: $glm(\text{längddiversitet} \sim \text{CPUE} + \text{area syrefattiga bottnar})$.

Parameter	Estimat	Std. Error	t-värde	Pr(> t)
Intercept	3,63	0,1227	22,2	***
CPUE	-2,77e-04	-1,11e-04	-2,5	*
Area syrefattiga bottnar i Östersjön	-1,8e-06	2.73e-06	-0,66	

Signifikans koder *** -- 0,001 ** -- 0,01 * -- 0,05 . -- 0,10

(Dispersionsparameter för Gauss fördelning: 0,01550153)

Total varians: 1,01204

Antal frihetsgrader: 25

Residualvarians 0,68608

Antal frihetsgrader: 23

AIC: -12,722

FÖRKORTNINGAR

C:N:P	Carbon:Nitrogen:Phosporus
CDOM	Coloured Dissolved Organic Matter
COD	Chemical Oxygen Demand
DIN	Dissolved Inorganic Nitrogen
DIP	Dissolved Inorganic Phosphate
DOC	Dissolved Organic Carbon
DOC _M	Dissolved Organic Carbon (marint ursprung)
DOC _T	Dissolved Organic Carbon (terrestert ursprung)
EBF	Ekosystembaserad förvaltning
EBFF	Ekosystembaserad fiskeriförvaltning
EBFM	Ecosystem Based Fisheries Management
EBM	Ecosystem Based Management
ER	Eutrofieringsgrad
EROD	Ethoxyresorufin-O-deethylase
EU	Europeiska Unionen
GAM	Generaliserade additiva modeller
GES	Good Environmental Status
GU	Göteborgs universitet
HAB	Harmful Algal Bloom
HaV	Havs- och vattenmyndigheten
HELCOM	The Helsinki Commission
ICES	International Council for the Exploration of the Sea
IKEU	Integrerade kalkningseffektuppföljning
MVM	Mark-Vatten-Miljöcentrum
NOAA	National Oceanic and Atmospheric Administration
Linne U	Linne universitetet
LiU	Linköpings universitet
MeO PBDE	Methoxylated polybrominated diphenyl ethers
NRM	Naturhistoriska riksmuseet
OH-PBDE	Hydroxylated polybrominated diphenyl ethers
PAH	Polycyclic Aromatic Hydrocarbon
PCB	Polychlorinated biphenyl
PBDD	Polybrominated diphenyl ethers
RU	Regeringsuppdrag
SMHI	Sveriges meteorologiska och hydrologiska Institut
SGU	Sveriges geologiska undersökning
SU	Stockholms universitet
SLU	Sveriges lantbruksuniversitet
SVA	Statens veterinärmedicinska anstalt
TOC	Total Organic Carbon
TN	Total Nitrogen
TP	Total Phosphorus
Umeå U	Umeå universitet

FRISTÅENDE VETENSKAPLIGA SAMMANSTÄLLNINGAR GJORDA ENLIGT UPPDRAG FRÅN HAVSMILJÖINSTITUTET

Underlagsrapport 1: Karlson, B. & Wesslander, K. 2017. Växtplankton, klorofyll och näringsämnen i Hanöbukten. Bidrag till Havsmiljöinstitutet (HMI) för *Syntes Hanöbukten*. SMHI. 40 s.

Underlagsrapport 2: Förlin, L. 2017. Effektstudier, fiskhälsa och miljöövervakning. Rapport om Fiskhälsa, för HMI-projektet fysiologiska anomalier i Hanöbukten i relation till övriga. Göteborgs universitet. 16 s.

Underlagsrapport 3: Hansson, T. & Balk, L. 2017. Sannolik tiaminbrist i Hanöbukten. Stockholms universitet. 13 s.

Underlagsrapport 4. Olsson, J. 2018. Tillståndet i Västra Hanöbukten - vad säger tillgängliga miljöövervakningsdata? SLU ID: SLU.aqua.2017.5.2-247. 22 s.



Havsmiljöinstitutet

Umeå universitet • Stockholms universitet
Göteborgs universitet • Linnéuniversitetet
Sveriges lantbruksuniversitet